

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS E ESCOLA DE ENGENHARIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL**

Lorenzo Rühling Tagliari

**APLICAÇÃO DO IQA ADAPTADO PELA CETESB AO
ARROIO DILÚVIO
DE PORTO ALEGRE – RS**

Porto Alegre
Novembro 2021

LORENZO RÜHLING TAGLIARI

**APLICAÇÃO DO IQA ADAPTADO PELA CETESB AO
ARROIO DILÚVIO
DE PORTO ALEGRE – RS**

Trabalho de Diplomação apresentado ao Departamento de Engenharia Civil da Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Engenheiro Civil

Orientador: Gino Roberto Gehling

Porto Alegre
Novembro 2021

CIP - Catalogação na Publicação

Tagliari, Lorenzo Rühling
Aplicação do IQA adaptado pela CETESB ao arroio
Dilúvio de Porto Alegre - RS / Lorenzo Rühling
Tagliari. -- 2021.
133 f.
Orientador: Gino Roberto Gehling.

Trabalho de conclusão de curso (Graduação) --
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Escola de
Engenharia, Curso de Engenharia Civil, Porto Alegre,
BR-RS, 2021.

1. Índice de qualidade da água. 2. Poluição em
arroyos urbanos . 3. Plásticos no meio ambiente. 4.
Interceptores de esgoto doméstico. I.Gehling, Gino
Roberto, orient. II. Título.

LORENZO RÜHLING TAGLIARI

**APLICAÇÃO DO IQA ADAPTADO PELA CETESB AO
ARROIO DILÚVIO
DE PORTO ALEGRE-RS**

Este Trabalho de Diplomação foi julgado como pré-requisito para a obtenção do título de Engenheiro Civil e aprovado em sua forma final pelo Professor Orientador e pelo Coordenador da atividade Trabalho de Diplomação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Prof. Dr. Gino Roberto Gehling - IPH/UFRGS
Dr. em Engenharia Ambiental pela Universitat Politècnica de Catalunya
Orientador

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Salatiel Wohlmuth da Silva - IPH/UFRGS
Dr. em Engenharia de Produção Industrial pela Universidad Politècnica de València/Espanha

Prof. Dra. Maria Cristina de Almeida da Silva - IPH/UFRGS
Dra. em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pela UFRGS

Prof. Gino Roberto Gehling - IPH/UFRGS
Dr. em Engenharia Ambiental pela Universitat Politècnica de Catalunya

Dedico este trabalho a todos os brasileiros que ainda
sofrem diretamente das mazelas sociais no nosso país,
especialmente da falta de saneamento básico.

“Na história da humanidade (e dos animais também)
aqueles que aprenderam a colaborar e improvisar foram os
que prevaleceram.”
Charles Darwin

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao prof. Gino Gehling, orientador deste trabalho, por todo empenho, dedicação, paciência, disponibilidade e conhecimento.

Agradeço ao prof. Salatiel Wohlmuth da Silva pelo apoio e conhecimento fornecidos neste trabalho.

Agradeço à empresa Safeweb por fornecer um período de estágio na Ecobarreira, contribuindo para o aprendizado e consciência sobre a coleta de resíduos sólidos. Agradeço ao engenheiro Daniel Fabre Afonso, supervisor do estágio.

Agradeço à equipe de operadores da Ecobarreira pelo apoio e também ao engenheiro Arno Zancanella.

Agradeço ao DMAE por fornecer os dados do Dilúvio que foram fundamentais para a execução desta pesquisa.

Agradeço à toda comunidade acadêmica brasileira, especialmente ao corpo docente da UFRGS, pelo estimado e árduo trabalho de produção e transmissão de conhecimento aos seus alunos e à sociedade.

Agradeço ao meu pai e minha mãe, Claudio e Giovana, que sempre me apoiaram em minhas escolhas e me guiaram da melhor forma possível em toda minha jornada como ser humano. Agradeço também a todos os demais familiares que de uma forma ou outra também participaram desse processo.

Agradeço à minha companheira Cláudia por todo apoio durante o período desta pesquisa, inclusive na aquisição dos dados do DMAE.

RESUMO

O tema deste trabalho envolve a busca da conscientização da necessidade de recuperar a qualidade dos corpos hídricos urbanos, pois sabe-se que o processo de urbanização e o adensamento populacional das últimas décadas estão diretamente e indiretamente relacionados com o aumento da degradação em rios urbanos. Neste sentido, o monitoramento de qualidade da água apresenta-se como uma ferramenta importante no intuito de preservar os rios e conscientizar a população da importância dos mesmos.

Diante desse contexto, nesta pesquisa buscou-se identificar quais dos nove parâmetros do IQA adaptado pela CETESB que mais afetam negativamente nas classificações da qualidade da água do arroio Dilúvio. O objetivo geral foi avaliar a variação do IQA do arroio Dilúvio no decorrer de um período de 10 anos. Nesse intuito, foram obtidos dados do DMAE dos nove parâmetros do IQA de amostras coletadas em quatro seções do arroio Dilúvio no período entre 2002 e 2012.

Calculou-se os nove parâmetros e o IQA, sendo que a classificação deste último foi feita de acordo com a ANA. Os dados brutos obtidos foram classificados segundo a resolução 357/2005 do CONAMA. Os resultados indicaram que a *Escherichia coli* e DBO_5 foram os parâmetros que mais afetaram negativamente a qualidade da água do arroio Dilúvio. Apesar da implementação de vários interceptores e redes coletoras do tipo separador absoluto ao longo das últimas décadas, as médias do IQA deste arroio pouco se alteraram, sendo que a sua classificação se apresentou sempre como "Ruim" ou "Péssima" no decorrer do período estudado.

Em contrapartida, ao analisar cada parâmetro separadamente, identificou-se algumas reduções na DBO_5 e *Escherichia coli* em uma das seções no decorrer do tempo e que podem estar associadas à implementação de interceptores e redes coletoras de esgoto. O OD também apresentou algumas variações positivas nos seus níveis que podem estar associados à essas implementações e às características físicas do próprio arroio. Os outros parâmetros também foram analisados, porém as variações nas suas concentrações entre as seções e ao longo do tempo não foram consideradas significativas pelas estatísticas obtidas neste trabalho.

Palavras-chave: Índice de qualidade da água. Arroio Dilúvio. Interceptores de esgoto doméstico. DMAE. CONAMA

ABSTRACT

The theme of this work involves the search for awareness of the need to recover the quality of urban water bodies, because it is known that the urbanization process and population density of recent decades are directly and indirectly related to the increase in degradation in urban rivers. In this sense, water quality monitoring is an important tool in order to preserve rivers and make the population aware of their importance.

In this context, this research sought to identify which of the nine parameters of the WQI adapted by CETESB that most negatively affect the water quality classifications of the Dilúvio stream. The general objective was to evaluate the variation of the WQI of the Dilúvio stream over a period of 10 years. In this sense, data were obtained from the DMAE of the nine parameters of the WQI from samples collected in four sections of the Dilúvio stream between 2002 and 2012.

The nine parameters and the WQI were calculated, and the classification of the latter was made according to the ANA. The raw data obtained were classified according to CONAMA resolution 357/2005. The results indicated that *Escherichia coli* and BOD were the parameters that most negatively affected the water quality of the Dilúvio stream. Despite the implementation of several interceptors and collecting networks of the absolute separator type over the last decades, the means of the WQI of this stream changed little, and its classification always presented as "Bad" or "Very Bad" during the period studied.

On the other hand, when analyzing each parameter separately, some reductions in BOD and *Escherichia coli* were identified in one of the sections over time and which may be associated with the implementation of these interceptors and collecting networks. OD also showed some positive variations in their levels that may be associated with these implementations and the physical characteristics of the stream itself. The other parameters were also analyzed, but the variations in their concentrations between sections and over time were not considered significant by the statistics obtained in this study.

Keywords: Water quality index. Dilúvio Stream. Domestic sewer interceptors. DMAE. CONAMA

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Delineamento da pesquisa.....	18
Figura 2 - Curvas dos nove parâmetros do IQA.....	40
Figura 3 - Desenho do arroio Dilúvio com suas oito seções de amostragem.....	64
Figura 4 - Seção D1 está aproximadamente 50 metros à jusante da Faculdade de Agronomia da UFRGS	65
Figura 5 - Seção D6a à jusante da rua Cristiano Fischer	66
Figura 6 - Vista aérea da seção D9b à jusante do Zaffari da Av. Ipiranga	67
Figura 7 - Seção 39 (Ecobarreira) à jusante da Av. Borges de Medeiros	68
Figura 8 - Nitrogênio total x Tempo	72
Figura 9 - Temperatura x Tempo	74
Figura 10 - Relação entre OD e temperatura.....	75
Figura 11 - Turbidez x Tempo.....	77
Figura 12 - Classificação da qualidade da turbidez	78
Figura 13 - Sólidos totais x Tempo.....	80
Figura 14- Fósforo total x Tempo.....	82
Figura 15 - Classificação da qualidade do Fósforo total.....	83
Figura 16 - Oxigênio Dissolvido x Tempo.....	85
Figura 17 - Degrau à montante da ponte da rua Cristiano Fischer	87
Figura 18- Classificação da qualidade do oxigênio dissolvido	88
Figura 19 - Escherichia coli x Tempo	90
Figura 20 - Classificação da qualidade da Escherichia coli	93
Figura 21 - pH x Tempo.....	94
Figura 22 - DBO ₅ x Tempo	98
Figura 23 - Classificação da qualidade da DBO.....	102
Figura 24 - IQA x Tempo.....	104
Figura 25 - Classificação do IQA para cada amostra	105

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Parâmetros do IQA e respectivos pesos relativos.....	37
Tabela 2 – Classificação do IQA.....	39
Tabela 3 – Efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção:Dia” quanto ao nitrogênio total	71
Tabela 4 - Efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção:Dia” quanto a temperatura da água	73
Tabela 5 - Correlação entre OD e temperatura.....	76
Tabela 6 - Efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” relativos à turbidez	76
Tabela 7 - Efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” quanto aos sólidos totais	79
Tabela 8 - Efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção:Dia” quanto ao fósforo total.....	81
Tabela 9- Efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção:Dia” relativos ao oxigênio dissolvido.....	84
Tabela 10 - Comparações múltiplas para Oxigênio dissolvido	85
Tabela 11 - Efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” quanto a Escherichia coli.....	89
Tabela 12 - Comparações múltiplas para Escherichia coli	91
Tabela 13- Efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” quanto ao pH.....	94
Tabela 14 - Comparações múltiplas para o pH em 2006	95
Tabela 15 - Comparações múltiplas para o pH em 2007	95
Tabela 16 - Comparações múltiplas para o pH em 2008	96
Tabela 17 - Comparações múltiplas para o pH em 2009	96
Tabela 18 - Efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” quanto a DBO ₅	97
Tabela 19 - Comparações múltiplas para DBO ₅ em 2006	99
Tabela 20 - Comparações múltiplas para DBO ₅ em 2007	99
Tabela 21 - Comparações múltiplas para DBO ₅ em 2008	99
Tabela 22 - Comparações múltiplas para DBO ₅ em 2009	99
Tabela 23 - Efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção:Dia” quanto ao IQA.....	103
Tabela 24 - Tabela de comparações múltiplas do IQA.....	104
Tabela 25 - Chuva total x parâmetros (sem transformação logarítmica).....	106
Tabela 26 - Chuva total x parâmetros (com transformação logarítmica).....	107
Tabela 27 - Chuvas parceladas x Parâmetros (sem transformação logarítmica).....	108
Tabela 28 - Chuvas parceladas x Parâmetros (com transformação logarítmica)	110

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 - Cálculo do IQA	38
Equação 2 - Somatório dos pesos de cada parâmetro	38

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	DIRETRIZES DA PESQUISA	16
2.1	QUESTÃO DE PESQUISA	16
2.2	OBJETIVOS DA PESQUISA	16
2.2.1	Objetivo geral	16
2.2.2	Objetivos específicos	16
2.3	HIPÓTESE	17
2.4	PRESSUPOSTO	17
2.5	PREMISSA	17
2.6	DELIMITAÇÕES	17
2.7	LIMITAÇÕES	17
2.8	DELINEAMENTO DE PESQUISA	18
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1	A URBANIZAÇÃO E A POLUIÇÃO EM RIOS URBANOS	20
3.1.1	Fontes de poluição	23
3.1.1.1	Poluição pontual	26
3.1.1.2	Poluição difusa	27
3.1.2	Ocupações irregulares e a qualidade das águas urbanas	29
3.2	A SITUAÇÃO HÍDRICA NO BRASIL	30
3.2.1	Disponibilidade hídrica e qualidade das águas superficiais no Brasil	30
3.2.2	Saneamento básico no Brasil	31
3.2.3	Doenças de veiculação hídrica	32
3.3	O MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA	33
3.3.1	Índice de qualidade da água	35
3.3.2	IQA adaptado pela CETESB	36
3.3.3	Parâmetros de qualidade da água	41
3.3.3.1	Parâmetros físicos	41
3.3.3.1.1	<i>Turbidez</i>	41
3.3.3.1.2	<i>Temperatura</i>	42
3.3.3.1.3	<i>Sólidos totais</i>	44
3.3.3.2	Parâmetros químicos	45
3.3.3.2.1	<i>Oxigênio dissolvido (OD)</i>	45
3.3.3.2.2	<i>Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅)</i>	47

3.3.3.2.3	Potencial hidrogeniônico (pH).....	49
3.3.3.2.4	Nitrogênio total	50
3.3.3.2.5	Fósforo total.....	51
3.3.3.3	Parâmetro biológico	53
3.3.3.3.1	Coliformes totais	53
3.4	CLASSIFICAÇÃO DAS ÁGUAS DOCES NO BRASIL	55
3.5	PLÁSTICOS NO MEIO AMBIENTE	57
3.5.1	Microplásticos.....	59
3.5.2	Nanoplásticos.....	60
3.5.3	Armadilhas de resíduos sólidos.....	61
4	MATERIAL E MÉTODOS	63
4.1	ÁREA DE ESTUDO E SEÇÕES ANALISADAS	63
4.2	EQUAÇÕES DOS NOVE PARÂMETROS DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	68
4.3	ANÁLISES ESTATÍSTICAS UTILIZADAS	69
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	71
5.1	NITROGÊNIO TOTAL.....	71
5.2	TEMPERATURA DA ÁGUA.....	73
5.3	TURBIDEZ.....	76
5.4	SÓLIDOS TOTAIS	79
5.5	FÓSFORO TOTAL	81
5.6	OXIGÊNIO DISSOLVIDO	84
5.7	<i>ESCHERICHIA COLI</i>	89
5.8	POTENCIAL HIDROGENIÔNICO	94
5.9	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO	97
5.10	ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA)	103
5.11	ASSOCIAÇÃO ENTRE A CHUVA ACUMULADA E AS CONCENTRAÇÕES DOS PARÂMETROS	106
5.11.1	Chuva total acumulada	106
5.11.2	Chuva ocorrida no dia, 24 horas e 48 horas antes do dia da coleta.....	107
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS E SUGESTÕES.....	112
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	114
	ANEXOS	122
	ANEXO A – Imagem aérea da macrolocalização das seções na área de estudo.....	123
	ANEXO B – Equações dos cálculos dos nove parâmetros.....	125
	ANEXO C – Dados brutos dos nove parâmetros.....	127

ANEXO D- Estatísticas descritivas dos nove parâmetros	132
--	------------

1 INTRODUÇÃO

A utilização da água pela sociedade humana visa suprir suas necessidades pessoais, atividades econômicas (agrícolas e industriais) e sociais. Entretanto, devido ao intenso processo de urbanização nas últimas décadas, a diversificação no uso da água, quando realizada de forma inadequada, provoca alterações na qualidade da mesma e compromete os recursos hídricos e conseqüentemente seus usos para os diversos fins. A qualidade da água é aspecto indispensável para fins como o abastecimento humano, preservação da fauna, esportes e lazer. Estes usos têm sofrido restrições significativas em função de prejuízos nos rios provenientes das ações naturais e antrópicas, as quais alteram os aspectos de qualidade e quantidade de água disponível para o uso humano.

Diante desse cenário, o monitoramento da qualidade da água mostra-se como uma ferramenta de grande auxílio para as entidades públicas, principalmente quando estas devem planejar, decidir e agir no intuito de preservar os corpos hídricos nos centros urbanos. Somado a isso, a classificação da qualidade de um rio que seja baseada nesse monitoramento também é importante, pois ajuda a estabelecer metas e objetivos quanto ao cenário ideal para a utilização da água desses rios.

O arroio Dilúvio, objeto de estudo deste trabalho, foi avaliado com relação às alterações na qualidade de sua água no período de abril de 2002 até abril de 2012.

Diante do exposto, o presente trabalho visa avaliar a qualidade da água do arroio Dilúvio, considerando as variações temporais e espaciais das variáveis físicas, químicas e microbiológicas, assim como identificar seu enquadramento de acordo com o estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357 (CONAMA, 2005).

2 DIRETRIZES DA PESQUISA

O tema deste trabalho é a busca da conscientização da necessidade de recuperar a qualidade dos corpos hídricos urbanos.

2.1 QUESTÃO DE PESQUISA

A questão de pesquisa do trabalho é: Quais dos nove parâmetros do IQA que mais afetam negativamente a qualidade da água do arroio Dilúvio?

2.2 OBJETIVOS DA PESQUISA

Os objetivos da pesquisa estão classificados como geral e específicos e são descritos a seguir.

2.2.1 Objetivo geral

Avaliar o IQA em quatro seções do arroio Dilúvio em Porto Alegre - RS.

2.2.2 Objetivos específicos

- a) Buscar interação com outras entidades que se dediquem à avaliação do IQA do arroio Dilúvio.
- b) Recolher dados brutos existentes dos nove parâmetros do IQA referentes ao arroio Dilúvio;
- c) Analisar e comparar os dados entre diferentes seções do arroio;
- d) Analisar e comparar os dados entre diferentes momentos dentro do período em que todos os dados foram obtidos;
- e) Avaliar possíveis impactos resultantes da contaminação por micro e nano plásticos no arroio através de pesquisa bibliográfica.

2.3 HIPÓTESE

A implantação de interceptores de esgoto e o lançamento de redes coletoras contribuíram para a melhora da qualidade da água do Dilúvio

2.4 PRESSUPOSTO

O trabalho tem por pressuposto que os nove parâmetros do IQA adotados no Brasil são adequados para avaliar a qualidade das águas de rios que se desenvolvem em centros urbanos.

2.5 PREMISSA

O trabalho tem por premissa a preocupação e as atenções que devemos ter para com os corpos hídricos, visando preservar a fauna e a flora, assim como preservar a qualidade das águas para abastecimento, irrigação e lazer.

2.6 DELIMITAÇÕES

Os parâmetros analisados serão: DBO₅ (Demanda bioquímica de oxigênio), OD (oxigênio dissolvido), pH (potencial hidrogeniônico), NT (nitrogênio total), PT (fósforo total), EC (*Escherichia coli*), turbidez, ST (sólidos totais) e temperatura.

O IQA e os nove parâmetros serão avaliados em apenas quatro seções no Arroio Dilúvio

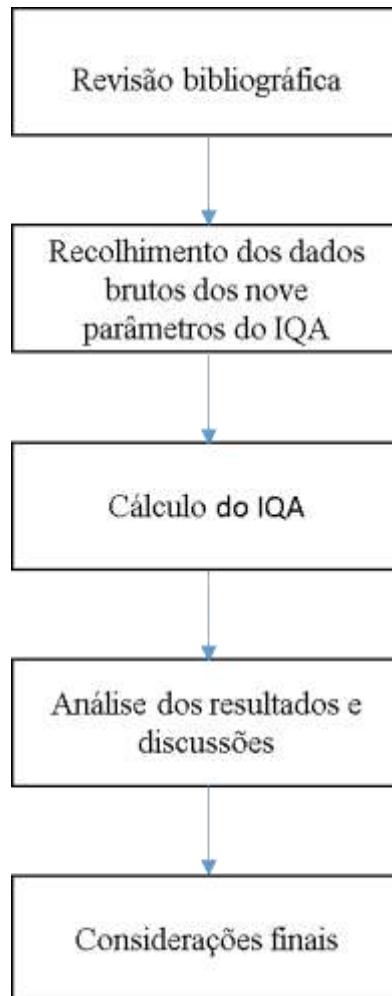
2.7 LIMITAÇÕES

O estudo sobre micro e nano plásticos se limitará apenas à revisão bibliográfica. A falta de disponibilidade técnica da avaliação de micro e nano plásticos nos laboratórios da região impede que se faça amostragens e análises sobre os mesmos.

2.8 DELINEAMENTO DE PESQUISA

O trabalho foi realizado através das etapas apresentadas a seguir, que estão representadas na figura 1, e são descritas nos próximos parágrafos:

Figura 1- Delineamento da pesquisa



(Fonte: Autor)

A primeira etapa da pesquisa consistiu em uma pesquisa bibliográfica que fundamentou e justificou o tema do trabalho. O que se buscou nesta revisão bibliográfica foi a exposição da importância dos recursos hídricos para a sociedade, a relação entre o processo de urbanização com a poluição dos corpos hídricos e o cenário brasileiro dos diversos aspectos que envolvem a utilização de corpos d'água superficiais. Além disso, buscou-se apresentar o monitoramento da qualidade da água e o índice de qualidade da água como ferramentas importantes no processo

de preservação dos corpos hídricos. Ainda no fim deste capítulo foi introduzido o assunto sobre a poluição dos plásticos no meio ambiente, mais especificamente em corpos d'água.

No segundo momento, procedeu-se ao recolhimento dos dados brutos existentes dos nove parâmetros do IQA do arroio Dilúvio. Esses dados foram obtidos junto ao Departamento municipal de água e esgoto (DMAE), mediante solicitação por ofício, no qual foram solicitados os dados necessários para a pesquisa.

Após a obtenção desses dados, os mesmos foram tratados e selecionados para avaliação do IQA, o índice de qualidade da água utilizado nesta pesquisa. Diante desse índice, o arroio Dilúvio foi enquadrado de acordo com a classificação dos corpos d'água preconizada pela Resolução nº 357/05 do CONAMA.

Na etapa seguinte foram feitas as análises dos resultados dos cálculos e dos dados de cada parâmetro. Baseado nos conhecimentos adquiridos na revisão bibliográfica, foi possível discutir sobre os resultados que foram considerados mais relevantes nesta pesquisa.

Finalmente, o último capítulo deste trabalho contemplou as considerações finais relativas ao trabalho.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica apresenta a importância dos corpos hídricos como fonte de água para as mais diversas utilizações antrópicas e a manutenção da vida animal e humana. Devido à importância dos mananciais, demonstrou-se as relações que o processo de urbanização e o crescimento populacional possuem com a poluição dos corpos hídricos, o papel do monitoramento da qualidade da água e a utilização do índice de qualidade da água.

3.1 A URBANIZAÇÃO E A POLUIÇÃO EM RIOS URBANOS

Desde a antiguidade, a água têm sido fator fundamental à sobrevivência, crescimento e desenvolvimento da sociedade. Historicamente, civilizações buscaram se estabelecer nas proximidades de corpos d'água por estes proporcionarem condições favoráveis à vida humana, como terras férteis, irrigação e meios eficientes de transporte. Além disso, a água limpa é um recurso fundamental para usos na indústria, pesca, preservação da biodiversidade e harmonização paisagística (CARPENTER *et al.*, 1998; IQBAL *et al.*, 2019). No Brasil, os principais usos da água são para abastecimento humano, dessedentação de animais, indústria, irrigação, navegação e hidrelétricas (TUCCI *et al.*, 2001).

Conforme a ANA (2019), estimou-se que as distribuições percentuais dos principais usos da água no Brasil estão divididas em: 49,8% direcionado para a irrigação, 24,4% para o abastecimento urbano e 9,6% para as indústrias. Afirma-se ainda que a demanda por uso de água no Brasil é crescente e o total retirado de água nas duas últimas décadas aumentou em 80%. A previsão é de que até 2030, a retirada aumente mais 23%.

Quanto à demanda hídrica, Tucci (2005) informa que:

Em nosso planeta, o total de água globalmente retirado de rios, aquíferos e outras fontes aumentou cerca de nove vezes, enquanto o uso por pessoa dobrou e a população está três vezes maior. Em 1950, as reservas mundiais representavam 16,8 mil m³/pessoa; atualmente esta reserva reduziu-se para 7,3 mil m³/pessoa, e espera-se que venha a se reduzir para 4,8 mil m³/pessoa nos próximos 25 anos, como resultado do aumento da população, industrialização, agricultura e a contaminação. Quando comparados os usos, a quantidade de água disponível e a necessidade humana, pode-se, erroneamente, concluir que existe água suficiente. No entanto, a água encontra-se

distribuída no planeta com grande variação temporal e espacial; existem várias regiões vulneráveis, onde cerca de 460 milhões de pessoas (aproximadamente 8% da população mundial) estão vulneráveis à falta frequente de água e cerca de 25% estão indo para o mesmo caminho.

De acordo com Ward e Trimble (1995), entende-se que as perspectivas de sobrevivência e prosperidade da sociedade variam de acordo com a disponibilidade e a distribuição de águas não poluídas. No entanto, segundo Sperling (2005), apenas 0,8% da água disponível no planeta se apresenta como água doce. Deste pequeno percentual, apenas 3% se encontram em águas superficiais, que permitem a extração mais fácil para o abastecimento público. Esse cenário demonstra a necessidade crucial de se preservarem os recursos hídricos na Terra, e de se evitar a contaminação deste pequeno percentual que se encontra mais facilmente disponível.

Tucci *et al.* (2001) confirmam esse cenário preocupante quanto à disponibilidade hídrica, ao dizer que:

Os recursos hídricos são limitados e têm um papel significativo no desenvolvimento econômico e social de uma região. O crescimento populacional e econômico no século XX levou a se explorar de forma predatória os recursos naturais, em geral, e os recursos hídricos em particular.

O período após a Segunda Guerra Mundial foi marcado por investimentos que resultaram em um importante crescimento econômico que envolvia, principalmente no que se refere ao uso de água, intervenções nas áreas de energia, abastecimento doméstico e industrial, aumento de produção agrícola por irrigação, transporte fluvial e marítimo, recreação com lagos artificiais e modificações costeiras, como marinas.

Dessa forma, pode-se dizer que o crescimento populacional do século XX, acompanhado pelo processo de urbanização e conseqüente aumento da industrialização, transformou radicalmente a relação entre a sociedade e a preservação dos corpos hídricos (TIBURTIUS *et al.*, 2004).

Tucci (1997) informou que o Brasil obteve crescimento significativo na população urbana, principalmente após a década de 60. Na década de 1990 o percentual da população urbana brasileira já era de 76%, gerando centros urbanos de alta densidade demográfica com infraestrutura urbana inadequada. Confirmando esse cenário de crescimento populacional, o IBGE (2016) também informou que a população urbana brasileira já representava 84,72%, devido parcialmente ao êxodo rural ocorrido principalmente nas décadas de 1970 e 1980.

O autor Tucci (1997, 2005) ainda afirma que os efeitos desse processo de concentração populacional em áreas urbanas impactam sobre os serviços públicos relativos a recursos hídricos, como o abastecimento de água e tratamento de esgoto cloacal e pluvial, além de gerar condições ambientais inadequadas, como ar e água poluídos.

Vários fatores afetam a qualidade das águas. Dentre eles, estão a cobertura vegetal de uma bacia de drenagem e suas condições geológicas e geomorfológicas, assim como comportamento dos ecossistemas terrestres e de águas doces. Entretanto, devido ao processo de urbanização e consequente adensamento populacional, as ações do homem também se tornaram outro fator preponderante na alteração da qualidade dos corpos hídricos. Tratando-se de degradação de águas urbanas, essas atividades antropogênicas e a transformação do espaço urbano se traduzem, basicamente, no lançamento de cargas poluidoras nos sistemas hídricos, alteração do uso do solo urbano e modificações no sistema fluvial (TUCCI *et al.*, 2001).

Diante disso, pode-se dizer que, “O desenvolvimento urbano brasileiro tem produzido aumento significativo na frequência de inundações, na produção de sedimentos e na deterioração da qualidade da água” (TUCCI, 1997).

Muitos rios, córregos, lagos e reservatórios têm sido degradados devido a esses impactos crescentes das atividades humanas. Em cursos d’água que passam por centros urbanos onde há densa população, é evidente essa degradação. Esse processo é principalmente causado pelo recebimento de efluentes domésticos e efluentes industriais, como também sedimentos e resíduos sólidos urbanos (ORTEGA e CARVALHO, 2013; WENGRAT e BICUDO, 2011; YU *et al.*, 2013).

Souza *et al.* (2013) destacam que o lançamento de esgotos domésticos sem tratamento caracteriza-se como o principal problema observado em regiões metropolitanas, sendo o que mais acarreta danos sobre os corpos d’água superficiais do país. ANA (2019) confirma esse cenário, pois demonstra que a proporção da população brasileira que utiliza serviços de esgotamento sanitário geridos de forma segura é apenas 63,5%. Desse percentual de águas residuais que são coletadas, apenas 50% são tratadas de forma adequada.

Tucci (1997) diz que conforme a cidade se urbaniza, as superfícies desse ambiente se impermeabilizam e aumentam o escoamento superficial. Somado a isso, há um aumento na produção de sedimentos devido à desproteção dessas superfícies e a produção de resíduos

sólidos, como o inadequado descarte de resíduos. Nos eventos pluviométricos esse escoamento acaba carreando esses sedimentos e resíduos sólidos dessas superfícies, transportando-os para dentro dos rios urbanos. As introduções dessas cargas também comprometem de forma significativa a qualidade da água desses rios.

Outros autores também relacionam a urbanização com processo de degradação de corpos d'água, ressaltando a expansão da população humana, industrialização, práticas intensivas de agricultura e despejos massivos de águas residuais em rios e arroios como grandes causas da deterioração da qualidade das águas em corpos hídricos (SOOD *et al.*, 2008).

Dessa forma, fica evidente que a escassez da água e a deterioração da sua qualidade estão associadas, pois, a contaminação e/ou a poluição da água reduzem a sua quantidade aproveitável e, conseqüentemente, aumentam os custos do seu tratamento que permitiria seus diversos usos (CARPENTER *et al.*, 1998).

3.1.1 Fontes de poluição

Neste item apresentam-se as definições e explicações sobre o que são poluição pontual e poluição difusa. Dessa forma, estes tipos de poluição foram relacionados com suas respectivas fontes mais comuns no ambiente urbano.

A maior parte das atividades antrópicas resulta na geração de resíduos, tanto sólidos como líquidos. Quando estes resíduos não passam por um processo de depuração antes de serem lançados no meio ambiente, causam degradação e, portanto, a poluição.

A lei federal nº 6938 de 1981 (BRASIL, 1981), que dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente, no artigo 3º e inciso III, conceitua a poluição da seguinte forma:

III - poluição, a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente:

- a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população;
- b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas;
- c) afetem desfavoravelmente a biota;
- d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente;

e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

Sperling (2005) conceitua a poluição das águas como sendo qualquer forma de energia ou substância que altere a natureza do corpo d'água, prejudicando os legítimos usos que dele são feitos.

Puri *et al.* (2011), definem a poluição de corpos hídricos como a sua contaminação através de matérias exógenas, como microrganismos, substâncias químicas industriais e esgoto. Basicamente, essa poluição é a introdução de material químico, físico e/ou biológico capaz de degradar a qualidade da água e afetar organismos que nela vivem. Mesmo que alguns tipos de poluição aconteçam através de processos naturais, são as atividades humanas as principais causas desse processo.

Sendo assim, vale afirmar que “De forma genérica, a poluição das águas decorre da adição de substâncias ou de formas de energia que, diretamente ou indiretamente, alteram as características físicas e químicas do corpo d'água de uma maneira tal, que prejudique a utilização das suas águas para usos benéficos” (PEREIRA, 2004).

Dessa forma, é importante destacar a inter-relação entre o uso da água e a qualidade requerida. O uso mais nobre da água é representado pelo abastecimento doméstico, que exige o cumprimento de diversos requisitos de qualidade. Em contrapartida, o uso menos nobre é a diluição e transporte de despejos, como efluentes domésticos e industriais, que não possui nenhum critério especial em termos qualitativos. Entretanto, os mananciais geralmente servem a diversos propósitos, o que pode gerar conflitos quanto a sua utilização e impor limites quanto à sustentabilidade desse recurso (ALVIM *et al.*, 2008; SPERLING, 2005).

Este conflito quanto ao uso da água pode ser refletido na capacidade natural limitada que rios e lagos possuem para receber poluentes. De acordo com Pereira (2004), entende-se que quando a quantidade de poluentes que atingem o corpo d'água excede sua capacidade de recebê-los, a redução desses mesmos poluentes, através da diluição, se torna ineficiente. Segundo Branco¹ (1986 *apud* Costa *et al.*, 2003), essa capacidade de neutralização de matéria poluidora é denominada como autodepuração, na qual ocorre uma transformação gradual dos componentes

¹ BRANCO, S. M. Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Ambiental. 3. ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1986.

orgânicos em sais minerais e gás carbônico, restabelecendo de forma lenta o aspecto limpo das águas naturais. Por outro lado, Sood *et al.* (2008) afirmam que os impactos das atividades antropogênicas têm sido tão grandes, que muitos corpos d'água perderam sua capacidade de autodepuração para essa crescente quantidade de poluentes recebidos.

Diante disso, é importante conhecer os principais tipos de poluentes que atingem os corpos d'água. Pereira (2004) apresenta uma classificação desses poluentes ao dizer que:

Dois tipos de poluentes caracterizam a poluição química:

- a) biodegradáveis: são produtos químicos que ao final de um tempo, são decompostos pela ação de bactérias. São exemplos de poluentes biodegradáveis os detergentes, inseticidas, fertilizantes, petróleo, etc.
- b) persistentes: são produtos químicos que se mantém por longo tempo no meio ambiente e nos organismos vivos. Estes poluentes podem causar graves problemas como a contaminação de alimentos, peixes e crustáceos. São exemplos de poluentes persistentes o DDT (diclorodifeniltricloroetano), o mercúrio, etc.

Denomina-se poluição física aquela que altera as características físicas da água e as principais são: poluição térmica e poluição por sólidos.

- a) poluição térmica: decorre do lançamento nos rios da água aquecida usada no processo de refrigeração de refinarias, siderúrgicas e usinas termoelétricas.
- b) poluição por resíduos sólidos: podem ser sólidos suspensos, coloidais e dissolvidos. Em geral esses sólidos podem ser provenientes de ressuspensão de fundo devido à circulação hidrodinâmica intensa, provenientes de esgotos industriais e domésticos e da erosão de solos carregados pelas chuvas ou erosão das margens.

Além da poluição química e física, há ainda a poluição biológica, que Pereira (2004) classifica da seguinte maneira:

A água pode ser infectada por organismos patogênicos, existentes nos esgotos. Assim, ela pode conter:

- a) Bactérias: provocam infecções intestinais epidérmicas e endêmicas (febre tifóide, cólera, shigelose, salmonelose, leptospirose);
- b) Vírus: provocam hepatites e infecções nos olhos;
- c) Protozoários: responsáveis pelas amebíases e giardíases;
- d) Vermes: esquistossomose e outras infestações.

Pode-se ainda dividir esses poluentes entre orgânicos e inorgânicos. Os orgânicos referem-se às fezes e urinas de humanos e animais, assim como da matéria orgânica vegetal. Os inorgânicos são representados geralmente pelos efluentes industriais, pesticidas e na lavagem através do escoamento sobre superfícies contaminadas (TUCCI *et al.*, 2001).

3.1.1.1 Poluição pontual

A denominação “poluição pontual” se deve ao fato de que esse tipo de poluição se origina normalmente de fontes identificáveis e reconhecíveis (tubulações, emissários de esgoto, difusores subaquáticos e canais de descarga), sendo que na maioria dos países estas fontes são reguladas e seu controle é obrigatório (CAMPBELL *et al.*, 2005).

Grassi¹ (2001 *apud* Santos *et al.*, 2013) classifica as poluições pontuais, para efeitos de legislação, como a descarga de efluentes originados nas indústrias e nas estações de tratamento de esgoto.

Pereira (2004) caracteriza a fonte ou poluição pontual como aquela “[...]onde os poluentes são lançados em pontos específicos dos corpos d’água e de forma individualizada, as emissões ocorrem de forma controlada, podendo-se identificar um padrão médio de lançamento.”. O autor destaca que exemplos típicos de fontes pontuais de poluição são as indústrias e estações de tratamento de esgoto.

Em conformidade com esses autores, Sperling (2005) define ainda que, na poluição pontual os poluentes atingem o corpo d’água de forma concentrada no espaço, como exemplo a descarga de um emissário transportador dos esgotos de uma comunidade em um rio.

As poluições pontuais, como os efluentes industriais e esgoto doméstico, são contínuas e que variam pouco no decorrer do tempo (Carpenter *et al.*, 1998; Singh *et al.*, 2004; Vega *et al.*, 1998). Algumas das principais características desse tipo de poluição são a sua fácil identificação e determinação da composição dos seus resíduos e concentrações químicas. Essas

1 GRASSI, M. T. Águas do planeta terra. Cadernos temáticos de química nova na escola, n. 14 (edição especial), p. 31-40, maio 2001.

características facilitam o seu monitoramento, regulamento e tratamento, assim como na determinação dos seus possíveis impactos ambientais (CARPENTER *et al.*, 1998; SANTOS *et al.*, 2013).

Entretanto, o lançamento de esgotos domésticos *in natura* aumenta o consumo de oxigênio durante o processo de estabilização de matéria orgânica e dos nutrientes. Uma das consequências, por exemplo, é o aumento das chances de ocorrência da eutrofização da água. Apesar de ser possível medir e tratar esse tipo de poluição localmente, os custos são mais elevados se comparados ao tratamento prévio do efluente, além de não garantir a eliminação dos possíveis problemas ambientais a longo prazo (KUUSEMETS e MANDER, 1999).

3.1.1.2 Poluição difusa

Segundo alguns autores, a poluição difusa é um fenômeno aleatório que se origina no ciclo hidrológico. Esse tipo de poluição pode atingir os corpos hídricos através da precipitação direta no rio, que traz poluentes atmosféricos através da chuva ou através do escoamento superficial, este último responsável pelo transporte dos poluentes dispostos sobre a superfície da área urbana até o lançamento final no corpo receptor. Portanto, a intensidade e duração da chuva têm uma relação significativa e direta no tipo e quantidade de poluentes presentes nessa forma de poluição (BURTON e PITT, 2001).

Define-se também a poluição difusa como aquela poluição que se origina nas atividades exercidas ou ocupadas no solo (urbano ou rural) de uma bacia hidrográfica, onde os poluentes são dispersos por toda a área e não se apresentam como um efluente de uma descarga pontual, que seria o caso do esgoto municipal. Estabelece-se, então, que o processo de impermeabilização do solo, que está associado às alterações do ciclo hidrológico e às atividades humanas, leva ao aumento do escoamento superficial e também de sua velocidade. Dessa forma, a capacidade de arraste se torna maior, o que conseqüentemente transporta mais cargas poluidoras ao rio (CAMPBELL *et al.*, 2005).

É válido ressaltar que as concentrações de alguns poluentes carregados pelo escoamento superficial em áreas urbanas, geralmente em grandes áreas impermeabilizadas, tendem a ser muito mais altas no início do que no meio ou no final da precipitação (DELETIC, 1998; GUPTA e SAUL, 1996; LEE *et al.*, 2002)

A poluição difusa, como já dito anteriormente, está espalhada por extensas áreas da bacia. Além disso, ao contrário da poluição pontual, possui caráter sazonal e intermitente. Essas características tornam esse tipo de poluição difícil de ser identificada e quantificada, e, portanto, solucionada. Neste caso, as soluções técnicas envolvem o manejo de toda a bacia de drenagem através de uma série de medidas específicas que dependem da fonte poluidora, do tipo de transporte dos poluentes, do regime das chuvas e das atividades humanas desenvolvidas (SIMÕES, 2001).

Outra característica importante desse tipo de poluição é a variabilidade na concentração dos poluentes lançados nos corpos d'água, o que torna difícil a diferenciação da produção de cargas poluentes, uma vez que as concentrações variam de acordo com a intensidade e duração dos eventos de precipitação e com o tipo de área urbana, como por exemplo, comercial, industrial ou residencial. Além disso, cargas poluidoras desse tipo são difíceis de serem monitoradas a partir de seu ponto de origem, pois a mesma é impossível de ser identificada com precisão (PORTO, 1995¹ *apud* VIEIRA, 2008).

Dessa forma, Campbell *et al.* (2005) estabelece que o controle direto da emissão da poluição difusa não é possível no sentido prático. O que se tenta fazer então é o controle das atividades na bacia que possam estar relacionadas à emissão desse tipo de poluição.

A origem da poluição difusa em ambientes urbanos é bem diversificada. Algumas das causas podem ser a abrasão e o desgaste das ruas pelos veículos, lixo acumulado nas ruas e calçadas, resíduos orgânicos de pássaros e animais domésticos, atividades de construção, resíduos de combustível, óleos e graxas deixados por veículos, deposição atmosférica etc. Além disso, contribuem para o aumento das cargas poluidoras transportadas pelas redes de drenagem urbana, as ligações clandestinas de esgotos domésticos em redes pluviais, efluentes de fossas sépticas, vazamentos de tanques enterrados de combustível, restos de óleo lubrificante, tintas, solventes e outros produtos tóxicos despejados em sarjetas e bueiros (BURTON e PITT, 2001; CAMPBELL *et al.*, 2005).

1 PORTO, M. F. A. Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas. in Tucci, C. E. M., Porto, R. L. e Barros, M. T. (Ed.). Drenagem Urbana. Porto Alegre: ABRH - Editora da Universidade UFRGS, 1995, p. 387-428.

Sendo assim, diante da crescente conscientização e preocupação quanto à importância e severidade dos poluentes de fontes difusas, principalmente em países europeus e nos EUA, é relevante destacar que essas fontes passaram a ser as maiores causadoras de degradação da qualidade das águas superficiais nessas localidades (BURTON e PITT, 2001).

Ainda segundo a USEPA (1995), em seu relatório denominado “Inventário Nacional de Qualidade da Água”, concluiu-se que, na época em que o estudo foi feito, as fontes difusas de poluição foram responsáveis por 30% dos casos estudados quanto aos impactos na qualidade das águas superficiais.

3.1.2 Ocupações irregulares e a qualidade das águas urbanas

Neste item demonstram-se as relações de causa e efeito entre as ocupações irregulares nos centros urbanos e a qualidade da água dos seus respectivos corpos hídricos. Sabe-se que em locais onde há o assentamento irregular de moradias (favelas, vilas, ...), há despejos diretos de esgoto doméstico nos rios, assim como também existe a ligação clandestina dos esgotos cloacais com as redes pluviais, que deságuam em rios urbanos, como o próprio arroio Dilúvio.

Como já visto anteriormente, a urbanização tem gerado diversas consequências negativas ao meio ambiente, principalmente na qualidade da água dos rios que atravessam grandes cidades. Uma das principais consequências desse processo de urbanização é a ocupação de zonas inadequadas por parte da população mais pobre. Justamente por possuírem renda mais baixa, essa parcela da população tende a se estabelecer em áreas precárias, como algumas áreas públicas ou de baixo valor econômico, que em muitos casos são circunvizinhas aos mananciais urbanos. Estas áreas, na maioria das vezes, não são compreendidas pelo planejamento urbano do município, ou seja, não têm a infraestrutura mínima e o saneamento básico necessário (Sá *et al.*, 2005; TUCCI, 2002, 2005; TUCCI *et al.*, 2000, 2001).

Sendo assim, sem a rede de coleta de esgoto cloacal nessas localidades, as pessoas acabam despejando seu esgoto doméstico *in natura* diretamente nos rios. No entanto, mesmo quando há a presença de uma rede de coleta, muitas pessoas ainda conectam indevidamente seus efluentes domésticos na rede pluvial de forma clandestina, seja por problemas técnicos ou por questões culturais (MORANDI e FARIA, 2002; TUCCI *et al.*, 2001).

3.2 A SITUAÇÃO HÍDRICA NO BRASIL

3.2.1 Disponibilidade hídrica e qualidade das águas superficiais no Brasil

Através de dados estatísticos e quantitativos, apresenta-se neste item o cenário da disponibilidade hídrica e qualidade dos corpos hídricos brasileiros, ressaltando a importância da preservação da qualidade da água dos cursos d'água.

Segundo a ANA (2019), no Brasil cerca de 260 mil m³/s de água escoam pelo território brasileiro. No entanto, 80% dessa vazão encontra-se na bacia da Amazônia, que é distante das regiões mais urbanas e populosas do país e que possuem uma maior demanda hídrica. Além disso, estima-se que desse total, apenas 30% dessa água superficial esteja disponível para a população para os seus diversos usos, ou seja, aproximadamente 78.600 m³/s.

Segundo uma análise dos mananciais e da infraestrutura hídrica utilizados para abastecimento das sedes municipais brasileiras, mostrou-se que 31% da população do país vive em sedes que têm baixa garantia hídrica (enfrentam racionamento, colapso ou alerta em períodos de seca, sendo necessário buscar novos mananciais) e 41% vivem em sedes cujo sistema produtor necessita de ampliação. Apenas 27% da população vive em sedes municipais cujo abastecimento foi considerado satisfatório (ANA, 2019b).

Quanto à qualidade das águas superficiais no Brasil, estimou-se que a proporção de corpos hídricos com boa qualidade da água, no ano de 2015, foi de 69,3%. Na bacia hidrográfica do Atlântico Sul, na qual se encontra a região metropolitana de Porto Alegre, essa proporção é de 72,3% (ANA, 2019b).

Nesse cenário, destaca-se a forte relação entre a urbanização e a piora da qualidade da água de um corpo hídrico, pois as regiões metropolitanas e grandes aglomerados urbanos são considerados as regiões mais críticas quanto ao Índice de Qualidade das Águas (categorias ruim e péssima), as quais estão associadas principalmente ao intenso lançamento de esgotos domésticos (ANA, 2005).

3.2.2 Saneamento básico no Brasil

Neste item são apresentados os cenários do esgotamento e abastecimento no Brasil através de dados mais precisos obtidos de órgãos competentes e/ou instituições públicas. Devido a relação direta entre a infraestrutura sanitária e a qualidade dos corpos hídricos no país, torna-se importante a exposição das informações aqui apresentadas.

De acordo com ANA (2019b), em 2017 a parcela da população brasileira que utilizava serviços de água potável geridos de forma segura ficou em torno de 97,2%, sendo que até então, nos últimos oito anos esse valor havia subido cinco pontos percentuais. Nas regiões Sul, Centro-oeste e Sudeste, esse percentual chegou a patamares superiores a 99%. Já nas regiões Norte e Nordeste o percentual era de 92%, sendo estas duas com os piores percentuais. Importante destacar que até 2009, a diferença entre as melhores (Sul e Sudeste) e as piores (Norte e Nordeste) regiões era de 20 pontos percentuais, o que caracteriza um crescimento significativo nas regiões mais precárias.

Quanto ao esgotamento sanitário, ANA (2019b) diz que atualmente cerca da metade dos municípios brasileiros não possuem prestadores deste tipo de serviço de forma institucionalizada, sendo que em 2016 estimou-se que apenas 63,5% da população brasileira utilizava serviços de saneamento de esgoto de forma segura.

Mesmo que as normas técnicas brasileiras exijam o sistema separador absoluto das redes pluviais e de esgotos, sabe-se que em muitas cidades, principalmente nas mais antigas, por vezes utilizam o sistema unitário, o que acaba lançando o efluente sanitário diretamente no corpo receptor. Assim como no abastecimento de água, a realidade do saneamento de esgoto no Brasil caracterizou-se por uma inequidade entre regiões quanto a este tipo de serviço, onde a melhor região (Sul) possuía aproximadamente 80,4%, enquanto que a pior região (Norte) possuía apenas 51,3%. Mesmo assim, observou-se no período de 2011 a 2016, um crescimento da proporção da população brasileira com acesso aos serviços de esgotamento sanitário (ANA, 2019b).

3.2.3 Doenças de veiculação hídrica

Neste item, apresentam-se as doenças mais comuns de veiculação hídrica. Através de dados obtidos de órgãos competentes e/ou instituições públicas, foi demonstrada a realidade brasileira dessas doenças e suas relações com a qualidade da água, que por sua vez tem relação com a infraestrutura sanitária.

Atualmente, sabe-se da vital importância dos serviços de saneamento na proteção da saúde da população, ao minimizar as consequências da pobreza e proteger as condições do meio ambiente. A ausência de serviços de saneamento resulta em precárias condições de saúde de uma parte significativa da população brasileira, com a incidência de doenças, destacando-se as de veiculação hídrica, tais como diarreias, hepatite, cólera, parasitoses intestinais, febre tifoide, entre outras (TEIXEIRA e GUILHERMINO, 2006).

Segundo um estudo feito pela OMS (Organização Mundial da Saúde), foi feito um levantamento mundial dos casos de mortes e de esperança de vida corrigida pela incapacidade, ambas causadas por diversas doenças, incluindo aquelas relacionadas à veiculação hídrica, saneamento e higiene. Dentre essas doenças, as principais que tiveram uma forte relação com esses fatores de risco (p.ex.: águas contaminadas e/ou inadequação ou inexistência de saneamento) foram a diarreia, infecção intestinal por nematoides, tracoma, esquistossomose e filariose linfática. Dentro desse estudo, destaca-se o número de mortes reportados no mundo todo em 2012, causadas por diarreia, sendo aproximadamente 845.000 mortes (PRÜSS-USTÜN *et al.*, 2016).

Além disso, quanto aos casos em que houve a esperança de vida corrigida pela incapacidade (EVCI) devido a essas doenças, nesse estudo a OMS apontou a existência de mais de 67 milhões de casos, considerando-se todas essas doenças juntas. Nesse caso, a diarreia também se apresenta como a principal contribuinte para essa estatística, causando aproximadamente 57 milhões de casos. A organização afirmou que melhorias na qualidade e acesso à água, assim como nas instalações de saneamento e higiene pessoal, têm reduzido significativamente os casos de morbidade por diarreia (PRÜSS-USTÜN *et al.*, 2016).

Dentro desse contexto, um estudo feito por Paiva e Souza (2018) no Brasil, indicou uma forte relação entre a presença de esgotamento sanitário e o número reduzido de internações hospitalares causadas por doenças de veiculações hídricas, como cólera, febre tifoide e

paratifoide, shigelose, amebíase, diarreia e gastroenterite de origem infecciosa presumível, outras doenças infecciosas intestinais e esquistossomose. O estudo indicou que caso as condições sanitárias fossem adequadas, em torno de 16,3% das internações consideradas no estudo poderiam ter sido evitadas.

Além desse estudo, outros dois estudos também confirmaram essa mesma relação entre esgotamento sanitário/poluição hídrica e morbidade/mortalidade por doenças relacionadas a inadequação dos sistemas de saneamento no Brasil (RASELLA, 2013; TEIXEIRA e GUILHERMINO, 2006).

3.3 O MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

Nesta etapa, apresenta-se o cenário brasileiro de monitoramento da qualidade da água em corpos hídricos. Apresenta-se também o monitoramento da qualidade da água como um instrumento indispensável na busca da preservação de recursos hídricos.

Como já exposto, a qualidade da água dos corpos hídricos é condicionada por variáveis naturais e antrópicas. Dessa forma, tendo em vista as variações espaço-temporais dos processos físico-químicos e biológicos dos rios, programas regulares de monitoramento são necessários na obtenção de informações confiáveis sobre a qualidade da água que permita um melhor entendimento das verdadeiras influências de cada processo de degradação (SINGH *et al.*, 2004).

Sendo assim, segundo Lemos *et al.* (2010):

O monitoramento da qualidade da água é um dos principais instrumentos de sustentação de uma política de planejamento e gestão de recursos hídricos, visto que funciona como um sensor que possibilita o acompanhamento do processo de uso dos cursos hídricos, apresentando seus efeitos sobre as características qualitativas das águas, visando subsidiar as ações de controle ambiental.

Fia *et al.* (2015) dizem que esse monitoramento possibilita a tomada de decisão por parte de órgãos ambientais, através da obtenção de dados qualitativos e quantitativos da água que evidenciem os requisitos de qualidade traduzidos em função de seus usos previstos.

Diante disso, destaca-se o fato de que as informações sobre qualidade da água no Brasil, até alguns anos atrás, se demonstravam insuficientes ou inexistentes em várias bacias. Segundo o levantamento feito pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2002)¹ entre outubro de 2000 e julho de 2001, apenas nove unidades da Federação possuíam sistemas de monitoramento da qualidade da água considerados ótimos ou muito bons; cinco possuíam sistemas bons ou regulares; e treze apresentaram sistemas fracos ou incipientes. Essas redes estaduais totalizavam cerca de 1500 pontos de monitoramento (ANA, 2005).

No entanto, as redes de monitoramento estaduais operam de forma independente com frequências de coletas e conjuntos de parâmetros próprios, além de análises laboratoriais não padronizadas entre elas (ANA, 2019).

Além desse monitoramento realizado pelos estados, outra fonte de dados sobre a qualidade das águas é a Rede Hidrometeorológica Nacional, coordenada pela Agência Nacional de Águas (ANA), que monitora parâmetros básicos de qualidade, tais como pH, temperatura, oxigênio dissolvido (OD), turbidez e condutividade elétrica, por meio de sondas multiparamétricas. Em 2018, esta rede totalizava 1722 pontos de monitoramento de qualidade de água em todas as Unidades da Federação (ANA, 2019).

Diante desse cenário, com o objetivo de ampliar, padronizar e integrar estas redes, a ANA lançou em 2013 a Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade de Água (RNQA). Complementarmente à essa iniciativa, criou-se o Qualiágua como um programa de pagamento por resultados com o intuito de estimular a ampliação e continuidade do monitoramento pelas redes que compõem a RNQA. Como consequência, em 2018 havia 2.873 pontos de monitoramento de qualidade de água em operação em 24 unidades da federação. A previsão da RNQA é a implantação de 4.534 pontos de monitoramento em todo Brasil, com padronização de frequência, procedimentos de amostragem/análise e parâmetros monitorados, com o intuito de tornar os dados de qualidade de água comparáveis em âmbito nacional (ANA, 2019).

Novas estações de monitoramento são instaladas a cada ano no país, o que favorece o controle progressivo da qualidade das águas. Isso fica evidente quando se verificou que, entre 2010 e 2015, houve acréscimo no número de estações que operaram em todos os anos, fornecendo um

1 BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Programa Nacional do Meio Ambiente II: relatório de atividades 2000-2004. Brasília: MMA, 2002. 70 p.

conjunto de dados mais consistentes. Embora tenha ocorrido um crescimento no monitoramento da qualidade das águas superficiais no Brasil nos últimos anos, essas redes ainda estão em processo de melhoria e consolidação (ANA, 2019b).

3.3.1 Índice de qualidade da água

Aqui são abordados os conceitos e as definições do índice de qualidade da água e sua importância no monitoramento da qualidade da água em corpos hídricos, assim como no subsídio para o gerenciamento ambiental de instituições públicas e órgãos competentes.

Um dos desafios que as instituições especializadas em gestão ambiental enfrentam, é como traduzir sua interpretação de dados ambientais complexos em informações que sejam compreensíveis e úteis para indivíduos técnicos e políticos, bem como para o público em geral. Isso é particularmente importante para relatar o estado do meio ambiente, perante a necessidade de comunicação com a população como um todo (BOYACIOGLO, 2009; MATOS, 2014).

Diante disso, faz-se necessário criar índices que facilitem a compreensão dessas informações e dados complexos. Quanto a esses índices, destaca-se a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 2020) do estado de São Paulo ao expor que:

Os índices e indicadores ambientais nasceram como resultado da crescente preocupação social com os aspectos ambientais do desenvolvimento, processo que requer um número elevado de informações em graus de complexidade cada vez maiores. Por outro lado, os indicadores tornaram-se fundamentais no processo decisório das políticas públicas e no acompanhamento de seus efeitos. Esta dupla vertente apresenta-se como um desafio permanente de gerar indicadores e índices que tratem um número cada vez maior de informações, de forma sistemática e acessível, para os tomadores de decisão.

Diante desse desafio, surge o Índice de Qualidade da Água (IQA), que é uma importante ferramenta para abordagem da qualidade de água dos mais variados corpos hídricos, usada nas suas várias formas como uma metodologia integradora, por converter várias informações num único resultado numérico (ALMEIDA; SCHWARZBOLD, 2003; CARVALHO *et al.*, 2005; LUMB *et al.*, 2011; SAID *et al.*, 2004).

Segundo Paulino (2014), o IQA é um número simples que expressa a qualidade geral da água em determinado tempo e local, com base em diferentes parâmetros e/ou variáveis de qualidade da água. Este método permite estabelecer uma classificação qualitativa de determinado manancial em classes representativas, as quais vão desde péssima a ótima.

Ferreira (2009) ainda destaca que “Um simples valor de índice de qualidade da água torna a informação mais fácil e rapidamente compreendida do que uma longa lista de valores para uma grande variedade de parâmetros”. Além disso, a autora diz que o índice facilita na comparação entre diferentes pontos de amostras e/ou eventos e, portanto, considerado melhor para a transmissão de informação.

3.3.2 IQA adaptado pela CETESB

Esta seção refere-se ao índice utilizado neste trabalho para avaliar a qualidade da água do arroio Dilúvio. As fórmulas utilizadas no cálculo do índice são apresentadas.

A utilização do Índice de Qualidade da Água (IQA) foi inicialmente proposta por Horton (1965) e Brown *et al.* (1970). Desde então, diferentes métodos para o cálculo de IQA têm sido desenvolvidos. Geralmente, todos incluem similares parâmetros físicos e químicos, porém, diferem no método em que os valores dos parâmetros são integrados e interpretados estatisticamente (DEBELS, 2005).

No Brasil, o IQA foi adaptado e desenvolvido primeiramente pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) em 1975, a partir de um estudo realizado em 1970 pela *National Sanitation Foundation* dos Estados Unidos. Nas décadas seguintes, outros estados brasileiros adotaram este mesmo IQA, que hoje é o principal indicador de qualidade da água utilizado no Brasil (ANA, 2020; CETESB, 2020).

O IQA foi desenvolvido para avaliar a qualidade da água bruta objetivando seu uso para o abastecimento público, após tratamento. Os parâmetros usados no cálculo do IQA são em sua maioria indicadores de contaminação causada pelo lançamento de esgotos domésticos. Porém, a avaliação da qualidade da água obtida pelo IQA apresenta limitações, já que este índice não analisa vários parâmetros importantes para o abastecimento público, tais como substâncias

tóxicas (ex: metais pesados, pesticidas, compostos orgânicos), protozoários patogênicos e substâncias que interferem nas propriedades organolépticas da água (ANA, 2020).

De acordo com a CETESB (2020), sobre a criação deste índice informa-se que:

A criação do IQA baseou-se numa pesquisa de opinião junto a especialistas em qualidade de águas, que indicaram as variáveis a serem avaliadas, o peso relativo e a condição com que se apresenta cada parâmetro, segundo uma escala de valores “rating”. Das 35 variáveis indicadoras de qualidade de água inicialmente propostas, somente nove foram selecionados. Para estes, a critério de cada profissional, foram estabelecidas curvas de variação da qualidade das águas de acordo com o estado ou a condição de cada parâmetro.

Os parâmetros do IQA adaptado pela CETESB e os seus respectivos pesos relativos são apresentados na **tabela 1**:

Tabela 1 – Parâmetros do IQA e respectivos pesos relativos

PARÂMETRO DE QUALIDADE DA ÁGUA	PESO (w)
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
Potencial hidrogeniônico - pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO _{5,20}	0,1
Temperatura da água	0,1
Nitrogênio total	0,1
Fósforo total	0,1
Turbidez	0,08
Resíduo total	0,08

(Fonte: Adaptado de ANA, 2020)

O IQA utilizado nesse trabalho é calculado a partir do produtório ponderado da qualidade de água correspondente aos nove parâmetros selecionados. A seguinte fórmula é utilizada:

Equação 1 - Cálculo do IQA

$$IQA = \prod_{i=1}^n (qi)^{wi} \quad (1)$$

(Fonte: Adaptado de ANA, 2020)

Onde: IQA = Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

qi = qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida;

wi = peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade.

Equação 2 - Somatório dos pesos de cada parâmetro

$$\sum_{i=1}^n wi = 1 \quad (2)$$

(Fonte: Adaptado de ANA, 2020)

Onde n : número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

No caso de não se dispor do valor de alguma das nove variáveis da **tabela 1**, o cálculo do IQA é inviabilizado.

A partir do cálculo efetuado, pode-se determinar a qualidade das águas brutas, que é indicada pelo IQA, variando numa escala de 0 a 100, representado na **tabela 2**.

Tabela 2 – Classificação do IQA

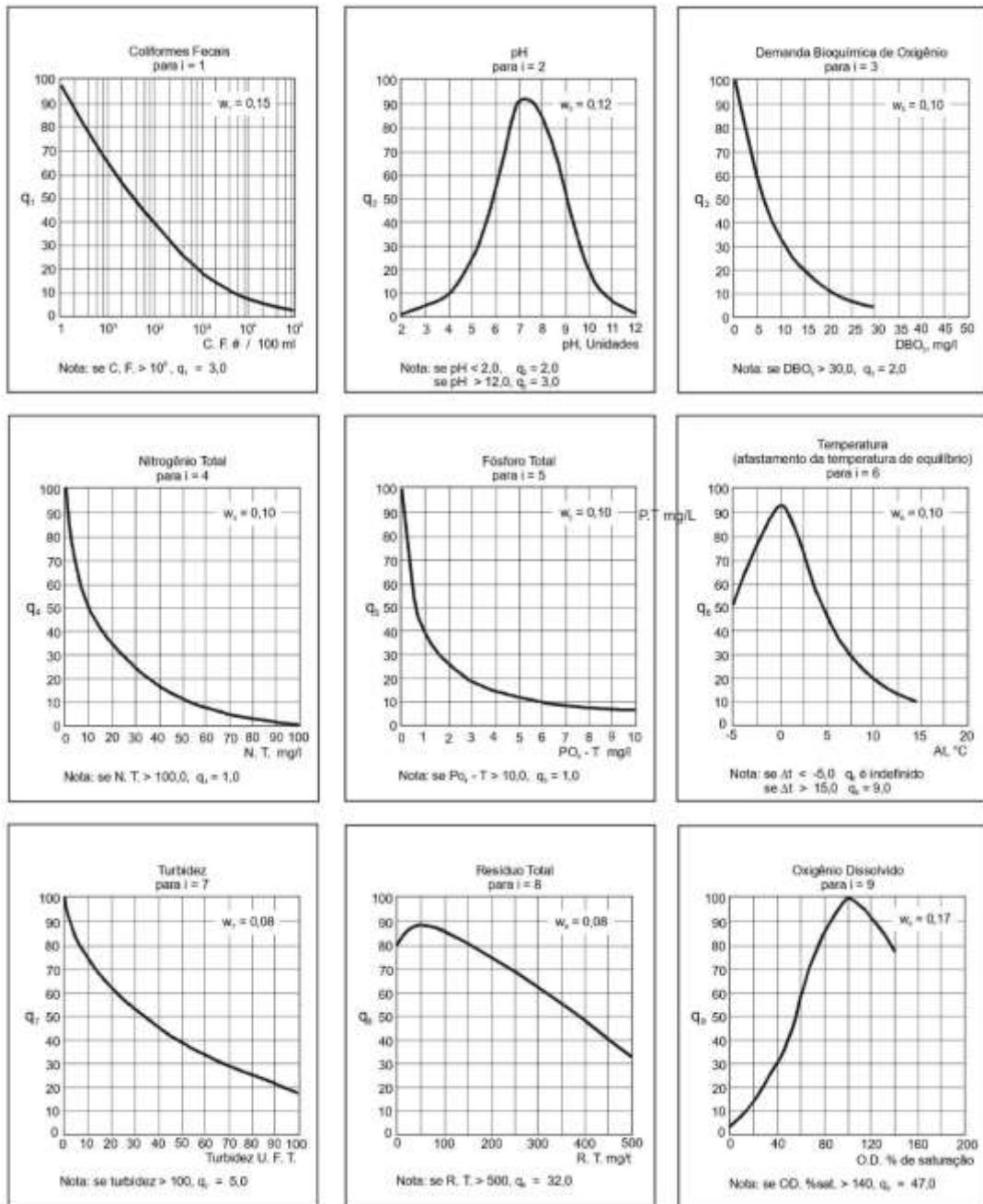
Faixas de IQA utilizadas nos seguintes Estados: AL, MG, MT, PR, RJ, RN, RS	Faixas de IQA utilizadas nos seguintes Estados: BA, CE, ES, GO, MS, PB, PE, SP	Avaliação da Qualidade da Água
91-100	80-100	Ótima
71-90	52-79	Boa
51-70	37-51	Razoável
26-50	20-36	Ruim
0-25	0-19	Péssima

(Fonte: Adaptado de ANA,2020)

No caso do presente estudo, o Arroio Dilúvio se localiza dentro do estado do Rio Grande do Sul e, portanto, a classificação a ser utilizada será a da primeira coluna da **tabela 2**.

Os gráficos da **figura 2** mostram a relação da qualidade de cada parâmetro com sua respectiva concentração.

Figura 2 - Curvas dos nove parâmetros do IQA



(Fonte: Adaptado de CETESB, 2020)

3.3.3 Parâmetros de qualidade da água

Neste item são descritos os parâmetros do índice de qualidade avaliados nas amostras.

Como já visto na seção anterior, diversos parâmetros fazem parte do cálculo do IQA, sendo cada um deles importante para a caracterização das condições do corpo hídrico a ser analisado. Dentre os nove parâmetros selecionados para o IQA da National Sanitation Foundation, pode-se dividi-los em três tipos: físicos, químicos e biológicos.

3.3.3.1 Parâmetros físicos

3.3.3.1.1 Turbidez

A turbidez indica o grau de atenuação, ou interferência, que um feixe de luz sofre ao atravessar a água, o que pode conferir uma aparência turva à mesma. A explicação para esse fenômeno é a absorção e espalhamento causados pelos sólidos em suspensão, que são partículas maiores que o comprimento de onda da luz branca. Dentre esses sólidos suspensos, estão partículas inorgânicas como silte, areia, argila, assim como detritos orgânicos como algas e outros microrganismos (ANA, 2020; PAULINO, 2014).

A presença dessas partículas se deve a diversas fontes. A principal delas é a erosão dos solos às margens dos rios em estações chuvosas, quando as águas pluviais trazem uma quantidade significativa de material sólido para os corpos d'água. Outras fontes importantes são os efluentes domésticos e industriais que também elevam significativamente a turbidez da água e que podem estar associados a organismos patogênicos e compostos tóxicos (ANA, 2020; LEMOS, 2003; PAULINO, 2014).

Uma das consequências devida à alta turbidez é a redução da fotossíntese de vegetação enraizada submersa e algas, que por sua vez pode suprimir a produtividade dos peixes. Portanto, a turbidez pode influenciar nas comunidades biológicas aquáticas. Além disso, pode afetar negativamente os usos domésticos, industriais e recreacionais de uma água (ANA, 2020; PAULINO, 2014; SPERLING 2005).

Destaca-se ainda a relação entre o aumento da turbidez e o aumento do custo de tratamento de água, uma vez que aumenta a quantidade de produtos químicos necessários (ex: coagulantes) a serem utilizados nas estações de tratamento de águas para coagular o excesso de partículas suspensas (ANA, 2020; PAULINO, 2014). Segundo Esteves (1998), a turbidez pode ser expressa em diferentes unidades, sendo a mais frequente o uso da unidade nefelométrica de turbidez (UNT).

Para o parâmetro de turbidez, a Resolução nº 357/05 do CONAMA estabelece como padrão de qualidade de água para corpos de água doce, o limite de 40 NTU para corpos de água Classe 1, valores até 100 NTU para Classe 2 e Classe 3, e para cursos de água Classe 4 a turbidez não é objetável (CONAMA, 2005)

3.3.3.1.2 *Temperatura*

A temperatura é a grandeza física associada ao estado de movimento ou grau de agitação das partículas que compõem os corpos. É muito comum as pessoas medirem o grau de agitação dessas partículas através da sensação de quente ou frio que se sente ao tocar outro corpo, porém a maneira mais correta para se determinar esta variação é o emprego de aparelhos específicos, os chamados termômetros (PAULINO, 2014).

As oscilações de temperatura fazem parte do regime climático normal e dessa forma os corpos hídricos naturais apresentam variações. Essas variações são evidentes quando se considera a sazonalidade e a diferença de temperatura entre os períodos diurnos e noturnos, assim como a variação da temperatura na estratificação vertical no próprio corpo d'água. A temperatura superficial da água é influenciada por fatores como a estação do ano, altitude, latitude, período do dia, profundidade e taxa de fluxo (CETESB, 2020b). No entanto, segundo ANA (2020), o lançamento de efluentes com altas temperaturas pode causar impacto significativo nos corpos d'água. CETESB (2020b) relata que dentre esses efluentes que podem elevar a temperatura de um corpo d'água, os mais comuns são os despejos industriais e usinas termoeletricas.

A temperatura influencia vários parâmetros físico-químicos da água, desempenhando uma função crucial no meio aquático. Geralmente, à medida que a temperatura aumenta, de 0 a 30°C, viscosidade, tensão superficial, compressibilidade, calor específico, constante de ionização e calor latente de vaporização diminuem, enquanto que a condutividade térmica e a pressão de

vapor aumentam. Organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica superior e inferior, temperaturas ótimas para crescimento, temperatura preferida em gradientes térmicos e limitações de temperatura para migração, desova e incubação do ovo (CETESB, 2020b).

Sendo assim, é importante destacar a temperatura da água como um dos fatores ecológicos mais importantes para os peixes, sendo que a tolerância às temperaturas extremas depende da espécie, do estágio de desenvolvimento e do período de aclimatação a que foram submetidos os organismos. Há uma forte influência das mudanças de temperatura sobre o crescimento, alimentação, reprodução e migração na vida desses organismos aquáticos (CETESB, 2020c).

A temperatura, o oxigênio dissolvido e o efeito da contaminação são fatores intimamente relacionados no ambiente aquático, uma vez que com o aumento de temperatura há aumento da taxa metabólica dos organismos, o que acarreta maiores gastos energéticos, consumo de oxigênio e, conseqüentemente, maior sensibilidade aos efeitos dos poluentes (CETESB, 2020c).

CETESB (2020c) explica os efeitos deletérios sobre os peixes em função de temperaturas mais altas ou mais baixas, assim como as mudanças bruscas de temperatura:

- a) Altas temperaturas: poucas espécies resistem a temperaturas elevadas (acima de 35°C), pois estão, geralmente, associadas à diminuição nos teores de oxigênio dissolvido no meio e, ao mesmo tempo, ao aumento na taxa respiratória, além de afetar o metabolismo dos peixes, pois diminuem a afinidade da hemoglobina (pigmento do sangue) pelo oxigênio. Qualquer uma dessas condições, de um modo geral, irá resultar na morte dos peixes por asfixia.
- b) Baixas temperaturas: baixas temperaturas também levam a maioria dos peixes a morte, sendo que esses organismos irão apresentar focos hemorrágicos. Baixas temperaturas também poderiam provocar o enfraquecimento dos organismos devido à diminuição da produção do muco protetor da pele, facilitando o ataque de parasitas, podendo inclusive levá-los à morte.
- c) Choques térmicos: são consideradas variações bruscas de temperatura oscilações de, pelo menos, 3 a 4°C num mesmo dia. Essas variações são extremamente estressantes para os peixes (levando-os geralmente à morte), sobretudo para peixes em estágios mais jovens (e, portanto, mais sensíveis), já que por serem organismos de sangue frio não têm a capacidade de regular a temperatura do corpo e necessitam de um tempo de adaptação quando há alterações na temperatura do ambiente.

A Resolução nº 430/11 do CONAMA, que complementa e altera a Resolução nº 357/05, estabelece que o lançamento de efluentes deve apresentar temperatura inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura, desde que não comprometa os usos previstos para o corpo d'água (CONAMA, 2011).

3.3.3.1.3 *Sólidos totais*

O resíduo total é a matéria que permanece após a evaporação, secagem ou calcinação da amostra de água durante um determinado tempo e temperatura (ANA, 2020). São as operações de secagem, calcinação e filtração que definem as diversas frações de sólidos presentes na água (sólidos totais, em suspensão, dissolvidos, fixos e voláteis). Quanto à determinação dos sólidos, são empregados os métodos gravimétricos (utilizando-se balança analítica ou de precisão) (CETESB, 2020b).

É importante destacar que nos estudos de controle da poluição das águas naturais, principalmente nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais, as determinações dos níveis de concentrações das diferentes frações de sólidos presentes retornam um quadro de distribuição das partículas com relação aos seus diversos tamanhos (sólidos suspensos e dissolvidos) e com relação à natureza (fixos/minerais e voláteis/orgânicos) (CETESB, 2020b).

Bastos (2007) identifica os sólidos suspensos como provenientes do arraste de partículas do solo pelas águas pluviais, devido à erosão e desmatamento da bacia, lançamento de efluentes domésticos e industriais, assim como a dragagem para a remoção de areia do leito do rio e atividades de garimpo. O autor destaca que um dos efeitos negativos da presença dos sólidos suspensos na água é o aumento da turbidez, que atrapalha a penetração da luz, e, conseqüentemente, prejudica os aspectos estéticos do corpo hídrico e a produtividade do ecossistema existente.

Os sólidos dissolvidos, assim como os suspensos, têm a sua presença como consequência do lançamento de efluentes domésticos e industriais. Além disso, também têm sua origem natural devido à ação de intemperismo sobre as rochas, como o desgaste das mesmas. Concentrações de sólidos dissolvidos muito altas na água, podem causar alterações de sabor, além de

representar riscos de corrosão às tubulações de distribuição das redes de saneamento (BASTOS, 2007).

Altos teores de sais minerais, particularmente sulfato e cloreto, estão associados à tendência de corrosão em sistemas de distribuição, além de conferir sabor às águas (CETESB, 2020b).

Quanto ao resíduo sedimentável, pode ser classificado como sólidos suspensos de maior tamanho e de densidade maior do que a da água, que o faz ser depositado quando o corpo hídrico está em repouso (BASTOS, 2007).

A presença de sólidos em rios ainda causa uma outra consequência importante, que é o dano aos peixes e a vida aquática como um todo. Os sólidos podem sedimentar no leito dos rios, destruindo organismos que fornecem alimentos ou, também, danificar os leitos de desova de peixes. Os sólidos podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbia (CETESB, 2020b).

3.3.3.2 Parâmetros químicos

3.3.3.2.1 Oxigênio dissolvido (OD)

Segundo Pereira (2004), “O oxigênio dissolvido é um dos principais parâmetros para controle dos níveis de poluição das águas. Ele é fundamental para manter e verificar as condições aeróbias num curso d’água que recebe material poluidor”.

O oxigênio é um dos gases mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos. As fontes principais de oxigênio são a atmosfera e a fotossíntese, enquanto que as perdas se dão através da decomposição de matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos como, por exemplo, o ferro e o manganês (ESTEVEZ, 1998).

A introdução de oxigênio na água, através da atmosfera, ocorre através de um processo de difusão direta, no qual há um contato e penetração do ar atmosférico na água. Quanto à fotossíntese, a mesma ocorre através das algas e fitoplânctons presentes na água, que liberam oxigênio no decorrer do processo fotossintetizante (FEPAM, 2020).

O processo de dissolução de oxigênio, da atmosfera para a água, se deve à diferença de pressão parcial. Além disso, a taxa de reintrodução de oxigênio dissolvido em águas naturais através da superfície, depende das características hidráulicas e é proporcional à velocidade. Por exemplo, a taxa de reaeração superficial em uma cascata (queda d'água) é maior do que a de um rio de velocidade normal, que por sua vez apresenta taxa superior à de uma represa, com a velocidade normalmente bastante baixa (CETESB, 2020b).

ANA (2020) diz que águas poluídas por esgotos apresentam baixos níveis de oxigênio dissolvido, pois o mesmo é consumido no processo de decomposição da matéria orgânica. Este fato é explicado por Pereira (2004), ao dizer que durante a estabilização aeróbia da matéria orgânica, as bactérias decompositoras fazem uso do oxigênio em seus processos respiratórios, o que possibilita a diminuição do mesmo no meio. O autor ainda diz que dependendo da taxa de aeração no meio e da intensidade com que esse oxigênio seja consumido, uma das consequências é a morte de vários seres aquáticos devido à ausência de oxigênio.

CETESB (2020b), sobre a fotossíntese como fonte de oxigênio, informa que:

Esta fonte não é muito significativa nos trechos de rios à jusante de fortes lançamentos de esgotos. A turbidez e a cor elevadas dificultam a penetração dos raios solares e apenas poucas espécies resistentes às condições severas de poluição conseguem sobreviver. A contribuição fotossintética de oxigênio só é expressiva após grande parte da atividade bacteriana na decomposição de matéria orgânica ter ocorrido, bem como após terem se desenvolvido também os protozoários que, além de decompositores, consomem bactérias clarificando as águas e permitindo a penetração de luz.

Outro fator importante quando se analisa o oxigênio dissolvido é a eutrofização (enriquecimento de nutrientes no meio). As águas eutrofizadas podem apresentar concentrações de oxigênio superiores a 10 mg/L, o que pode ser um equívoco quando se avalia o grau de poluição da água somente através da concentração de oxigênio dissolvido. Um corpo d'água com crescimento excessivo de algas, como consequência da eutrofização, pode apresentar durante o dia concentrações de oxigênio bem elevadas devido à fotossíntese. Porém, durante a noite, a fotossíntese não ocorre, e a respiração desses organismos fotossintetizantes faz com que as concentrações de oxigênio diminuam bastante, podendo causar a mortandade de peixes (CETESB, 2020b; ANA, 2020).

A relação entre eutrofização e dissolução de oxigênio em ambientes aquáticos é bem explicada por Langanke (2020):

O problema da eutrofização tem como ponto de partida o acúmulo de nutrientes dissolvidos na água. Corpos d'água naturais possuem baixos níveis de nutrientes dissolvidos, limitando o desenvolvimento de produtores, especialmente as algas. A cadeia trófica, dessa forma, mantém-se equilibrada.

Algas, cianobactérias e animais que vivem próximos à superfície da água têm, portanto, seu crescimento limitado. Dessa forma, a luz vinda do Sol consegue atingir as partes mais fundas dos corpos d'água, e as plantas que ali vivem conseguem realizar fotossíntese. O oxigênio da fotossíntese é dissolvido na água, fazendo com que os animais ali viventes tenham à disposição uma quantidade de gás disponível.

Deve-se lembrar que o oxigênio atmosférico demora a se dissolver na água, e o oxigênio liberado como produto da fotossíntese de algas e cianobactérias em geral vai para a atmosfera. Dessa forma, não constituem uma fonte abundante desse gás para os animais aquáticos. São as plantas enraizadas, em geral, as responsáveis pela oxigenação de rios e lagos.

Com o aumento da disponibilidade de nutrientes, temos um aumento considerável no número de algas e cianobactérias. Num primeiro momento, há mais alimento disponível para os heterótrofos, mas há pouca troca de gases entre o corpo d'água e a atmosfera, ocasionando uma baixa oxigenação da água. A maior quantidade de algas na superfície também diminui a passagem de luz para as plantas enraizadas que realizam fotossíntese, dificultando seu crescimento.

O problema se agrava ainda mais quando as algas começam a morrer. Uma grande quantidade de nutrientes provenientes dos corpos dessas algas fica disponível aos decompositores, que são principalmente bactérias e organismos bentônicos. Esses organismos utilizam o já pouco oxigênio disponível no processo de decomposição, levando a uma “desoxigenação” do corpo d'água.

Para o parâmetro de oxigênio dissolvido, a Resolução nº 357/05 do CONAMA estabelece como padrão de qualidade de água para corpos de água doce, concentrações acima de 6 mg O₂/L para Classe 1, concentrações acima de 5 mg O₂/L para Classe 2, 4 mg O₂/L para Classe 3 e 2 mg O₂/L para Classe 4 (CONAMA, 2005).

3.3.3.2.2 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅)

A DBO de uma água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. Este parâmetro é considerado como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, em um incubadora com temperatura específica. O período de tempo de 5 dias e temperatura de incubação de 20 °C são os valores normalmente utilizados para referir a demanda bioquímica de oxigênio, comumente representada por DBO_{5,20} (CETESB, 2020b).

Aumentos elevados nos valores de DBO são causados normalmente por despejos de origem predominantemente orgânica. Caso se tenha uma presença de um alto teor de matéria orgânica no corpo d'água, pode-se induzir ao completo consumo do oxigênio da água, extinguindo-o do meio. Como consequência, provoca-se o desaparecimento de várias espécies aquáticas, incluindo os peixes (CETESB, 2020b).

Quando a quantidade de matéria orgânica está baixa, as bactérias decompositoras necessitarão de pequena quantidade de oxigênio para decompô-la, logo a DBO₅ será baixa. As moléculas orgânicas de estruturas complexas e seus altos valores energéticos são utilizados pelas bactérias como fonte de alimento e energia. Para ocorrer o processo de nutrição e, assim, liberação de energia, há necessidade de que os organismos aeróbios respirem. Quando esses microorganismos respiram, consomem uma certa quantidade de oxigênio, ou seja, provocam uma demanda de oxigênio (SILVA, 1990 ¹apud PEREIRA, 2004).

Outro problema que se considera ao analisar a DBO₅ presente em um corpo d'água é o incremento na microflora, que pode interferir no equilíbrio da vida aquática e produzir odores e sabores desagradáveis e, ainda, pode obstruir os filtros de areia utilizados nas estações de tratamento de água (CETESB, 2020b).

CETESB (2020b) considera que a DBO₅ é um parâmetro importante no controle das eficiências das estações, tanto de tratamentos biológicos aeróbios e anaeróbios, bem como físico-químicos.

Para a demanda bioquímica de oxigênio, a Resolução nº 357/05 do CONAMA estabelece como padrão de qualidade de água para corpos de água doce, o limite de 3 mgO₂/L para Classe 1, 5 mgO₂/L para Classe 2, 10 mgO₂/L para Classe 3 e para cursos de água Classe 4 a DBO₅ não é objetável (CONAMA, 2005).

¹ SILVA, M. O. S. Análises físicos químicas para controle de estações tratamento de esgotos. 1990.

3.3.3.2.3 Potencial hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico influi em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente ou em processos unitários de tratamento de águas. O pH é um parâmetro importante em muitos estudos na área do saneamento ambiental, sendo que a sua influência sobre os ecossistemas aquáticos naturais ocorre devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Somado a isso, em determinadas condições de pH, o mesmo pode contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos, como metais pesados, e, ainda, alterar a solubilidade de nutrientes. Desta forma, as restrições de faixas de pH são estabelecidas para as diversas classes de águas naturais. Os critérios de proteção à vida aquática fixam o pH entre 6 e 9 (CETESB, 2020b).

O potencial hidrogeniônico indica se o meio (neste caso a água) será neutro, básico ou ácido. Sua expressão correspondente é o cologaritmo da concentração de íons de hidrogênio nele existente. O pH é o logaritmo negativo de base 10 da concentração molar de íons hidrogênio (H⁺) e pode ser obtido a partir da equação: $\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$ (PAULINO, 2014).

As faixas de valores de pH ficam entre 0 e 14, sendo que os valores abaixo de 7 indicam acidez, enquanto que os valores entre 7 e 14 indicam alcalinidade e o valor 7 representa um estado neutro (SPERLING, 2005).

O pH pode ser resultado de fatores naturais e antrópicos, sendo que valores altos de pH (alcalino) de sistemas hídricos podem estar associados com a proliferação de vegetais em geral, pois com o aumento da fotossíntese há consumo de gás carbônico e, portanto, diminuição do ácido carbônico da água e conseqüente aumento do pH (SPERLING, 2005).

Quanto à acidez (pH baixo) no meio aquático, a mesma pode ser causada principalmente pela presença de gás carbônico (CO₂), ácidos minerais e sais hidrolizados. Quando um ácido reage com a água, o íon hidrogênio é liberado, acidificando o meio. As variações do pH no meio aquático estão relacionadas ainda com a dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese (PEREIRA, 2004).

A Resolução nº 357/05 do CONAMA, estabelece como padrão de qualidade de água para corpos de água doce de Classe 1, 2, 3 e 4, a faixa entre 6 a 9 unidades de pH (CONAMA, 2005).

3.3.3.2.4 *Nitrogênio total*

O nitrogênio é importante na síntese proteica e é um dos elementos fundamentais para o metabolismo nos ambientes aquáticos, sendo que quando se apresenta em concentrações muito baixas, pode limitar a produção primária de lagos e rios. Este elemento está presente nos ambientes aquáticos sob várias formas: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos, etc.), nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos) e entre outras formas. As principais fontes naturais de nitrogênio podem ser: a chuva, material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação de nitrogênio molecular dentro do próprio lago. (ESTEVES; 1998).

Esgotos sanitários são em geral a principal fonte, lançando nas águas nitrogênio orgânico, devido à presença de proteínas, e nitrogênio amoniacal, pela hidrólise da ureia na água. Quanto aos efluentes industriais, esses também contribuem com descargas de nitrogênio orgânico e amoniacal nas águas, como algumas indústrias químicas, petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, conservas alimentícias, matadouros, frigoríficos e curtumes. (CETESB, 2020b).

CETESB (2020b), explica que:

A atmosfera é outra fonte importante devido a diversos mecanismos como a biofixação desempenhada por bactérias e algas presentes nos corpos hídricos, que incorporam o nitrogênio atmosférico em seus tecidos, contribuindo para a presença de nitrogênio orgânico nas águas; a fixação química, reação que depende da presença de luz, também acarreta a presença de amônia e nitratos nas águas, pois a chuva transporta tais substâncias, bem como as partículas contendo nitrogênio orgânico para os corpos hídricos.

Os compostos nitrogenados são indispensáveis para o crescimento de vegetais e organismos em geral, pois são utilizados para síntese de aminoácidos. Além disso, os processos bioquímicos de oxidação do amônio ao nitrito e deste para nitrato resultam no consumo de oxigênio dissolvido do meio, o que pode afetar a vida aquática quando a introdução de oxigênio no ambiente é menor que o consumo de oxigênio por esses processos. Por último, o autor diz que a partir da identificação da forma predominante do nitrogênio, a mesma pode fornecer informações sobre o estágio de poluição. Assim quando a poluição for recente, o perigo para a

saúde será maior, pois nesse caso o nitrogênio se apresenta na forma orgânica e amoniacal, forma mais tóxica (SPERLING, 2005).

Como visto anteriormente, o nitrogênio pode ser encontrado nas águas desde formas mais reduzidas, como o nitrogênio orgânico e amoniacal, como também nas formas mais oxidadas que são o nitrito e nitrato. Diante disso, associa-se as etapas de degradação da poluição orgânica através da relação entre as diferentes formas de nitrogênio, onde zonas que se encontram próximas de descarga de esgotos, a presença de nitrogênio orgânico e amoniacal são preponderantes. Em contrapartida, em zonas mais distantes dos focos de poluição, onde o corpo d'água já apresenta a sua autodepuração mais desenvolvida, a presença de nitrito e nitrato é dominante (CETESB, 2020b).

Como já mencionado anteriormente, a eutrofização é o enriquecimento e nutrientes que possibilitam um maior crescimento de seres vivos que utilizam esses nutrientes, como as algas. Um desses nutrientes é o nitrogênio, sendo que ao permitir um maior crescimento das algas, traz prejuízos aos múltiplos usos dessas águas, prejudicando seriamente o abastecimento público ou causando poluição decorrente da morte e decomposição desses organismos. É difícil controlar a eutrofização através da redução do aporte de nitrogênio, pois o mesmo possui diversas fontes, como alguns gêneros de algas que fixam este elemento diretamente da atmosfera (CETESB, 2020b).

É importante destacar a consequência na saúde pública devido à presença de nitratos, pois os mesmos são tóxicos ao causar uma doença chamada metahemoglobinemia infantil, que é letal para crianças. Neste caso, o nitrato reduz-se a nitrito na corrente sanguínea e compete com o oxigênio livre, o que resulta numa coloração azulada do sangue (CETESB, 2020b).

A Resolução nº 357/05 do CONAMA não estabelece valores limites para o nitrogênio total, apenas para nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal.

3.3.3.2.5 Fósforo total

O fósforo, assim como o nitrogênio, constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, ou seja, é um dos chamados macro-nutrientes, por ser exigido também em grandes quantidades pelas células (CETESB, 2020b). Esse elemento, juntamente com o

nitrogênio, é um dos elementos mais importantes no metabolismo animal e vegetal (GUIMARÃES, 2012).

As diferentes formas nas quais o fósforo pode se apresentar nas águas são: uma delas é representada pelos fosfatos orgânicos, em que o fósforo compõe moléculas orgânicas, como a de um detergente, por exemplo; outra forma são os ortofosfatos, que são representados pelos radicais, que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas; a terceira forma é representada pelos polifosfatos, ou fosfatos condensados, que são polímeros de ortofosfatos (CETESB, 2020b). Em solução aquosa, dependendo também do pH, existem alguns produtos da ionização do ácido fosfórico (H_3PO_4), como por exemplo o $H_2PO_4^{-1}$ (pH=4,4), o HPO_4^{-1} , H_2PO_4 (pH=7,2) e PO_4 (pH acima de 9,4) (GUIMARÃES, 2012).

A presença de fósforo em águas naturais é fruto, principalmente, das descargas de esgotos sanitários. A matéria orgânica fecal e os detergentes empregados em grande escala doméstica, são as principais fontes de fósforo para o meio ambiente aquático. Outros efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas. As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais (CETESB, 2020b).

O fósforo, por ser um fator limitante da produtividade primária de um curso d'água, se despejado em grandes concentrações em um corpo hídrico, somado à uma boa disponibilidade de nutrientes nitrogenados, estimula o crescimento excessivo de micro e macro organismos fotossintetizadores. A partir disso, podem ser desencadeadas florações indesejáveis que podem diminuir a biodiversidade do ambiente, processo esse já mencionado anteriormente como “eutrofização” (PEREIRA, 2004).

Para o parâmetro de fósforo total, a Resolução nº 357/05 do CONAMA estabelece como padrão de qualidade de água para corpos de água doce de ambientes lóticos, o limite máximo de 0,1 mg/L para corpos de água Classe 1 e Classe 2, concentrações de até de 0,15 mg/L para Classe 3 e para cursos de água Classe 4 o fósforo não é objetável (CONAMA, 2005).

3.3.3.3 Parâmetro biológico

3.3.3.3.1 Coliformes totais

Os coliformes totais formam um grupo de bactérias que fazem parte da família *Enterobacteriaceae*. No grupo de coliformes totais estão apenas as enterobactérias capazes de fermentar a lactose com produção de gás a 35 °C. Nessa definição, existem mais de 20 espécies, entre as quais se encontram tanto a *Escherichia coli* (originária do trato gastrointestinal de humanos e outros animais de sangue quente), como também bactérias não entéricas, por exemplo, *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Serratia*, dentre outras (SILVA *et al.*, 2017).

Segundo Dariva *et al.* (2004), presença de coliformes totais pode não ser uma indicação útil de contaminação fecal, pois este grupo inclui diversos gêneros e espécies de bactérias não entéricas como *Serratia* e *Aeromonas*. No entanto, a sua presença e número são indicativas da qualidade higiênico-sanitária.

Dentro do grupo dos coliformes totais, existe o subgrupo coliformes termotolerantes, o qual restringe-se apenas as bactérias capazes de fermentar a temperaturas mais elevadas (44,5°C - 45,5 °C) com produção de gás. Comumente denomina-se esse subgrupo como coliformes fecais, porém sabe-se atualmente que há bactérias desse grupo que não têm sua origem no trato gastrointestinal (*Klebsiella pneumoniae*, *Pantoea agglomerans*, *Enterobacter cloacae* e *Citrobacter freundii*). Em função disso, o termo “coliformes fecais” tem sido gradativamente substituído por coliformes termotolerantes (SILVA *et al.*, 2017).

Tais organismos não são patogênicos, porém fornecem uma satisfatória indicação de contaminação da água por fezes humanas ou de animais, e, conseqüentemente, a potencialidade do meio de transmitir doenças (SPERLING, 2005).

Pode-se dizer que a *Escherichia coli* é o principal representante do grupo termotolerante, assim como o indicador mais específico e adequado de contaminação fecal e de eventual presença de organismos patogênicos (CETESB, 2020b; DARIVA *et al.*, 2004).

Dentre os coliformes termotolerantes, somente a *E. coli* é de origem exclusivamente fecal, uma vez que está sempre presente, em densidades elevadas, nas fezes de humanos e outros animais de sangue quente. Além disso, raramente é encontrada na água ou solo que não tenham recebido

contaminação fecal. Os outros coliformes termotolerantes ainda podem ser encontrados em águas com altos teores de matéria orgânica, como por exemplo, efluentes industriais, ou em material vegetal e solo em processo de decomposição. Estes outros coliformes não são indicadores de contaminação tão apropriados quanto a *Escherichia coli*, porém seu uso é aceitável na avaliação da qualidade da água (CETESB, 2020b).

A resolução 357/2005 do CONAMA não estabelece limites de padrão de qualidade da água para *E.coli*. Portanto, os limites utilizados para esse parâmetro são os mesmos que são estabelecidos para coliformes termotolerantes, uma vez que essa substituição é prevista na resolução sob os limites estabelecido pelo órgão local competente.

Para o parâmetro coliformes termotolerantes, a Resolução nº 357/05 do CONAMA estabelece como padrão de qualidade de água para corpos de água doce de ambientes lóticos:

a) Classe 1

Uso de recreação de contato primário: conforme padrões de qualidade de balneabilidade previstos na Resolução CONAMA nº 274, de 2000.

Demais usos: <200 NMP/100mL em 80% ou mais de pelo menos seis amostras, coletadas durante um período de um ano, com frequência bimestral.

b) Classe 2

Uso de recreação de contato primário: conforme padrões de qualidade de balneabilidade previstos na Resolução CONAMA nº 274, de 2000.

Demais usos: <1000 NMP/100mL em 80% ou mais de pelo menos seis amostras, coletadas durante um período de um ano, com frequência bimestral.

c) Classe 3

Uso de recreação de contato secundário: <2500 NMP/100mL em 80% ou mais de pelo menos seis amostras, coletadas durante um período de um ano, com frequência bimestral.

Dessedentação de animais: <1000 NMP/100mL em 80% ou mais de pelo menos seis amostras, coletadas durante um período de um ano, com frequência bimestral.

Demais usos: <4000 NMP/100mL em 80% ou mais de pelo menos seis amostras, coletadas durante um período de um ano, com frequência bimestral.

3.4 CLASSIFICAÇÃO DAS ÁGUAS DOCES NO BRASIL

Nesta seção, aborda-se a classificação das águas doces conforme as recomendações e normas dos órgãos competentes e/ou instituições públicas relacionadas a gestão do meio ambiente/recursos hídricos.

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) de 17 de março de 2005, classifica as águas doces em cinco classes diferentes. Essa classificação não se baseia necessariamente no estado atual dos corpos hídricos, mas em níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da população em geral. Logo, o seu enquadramento expressa metas a serem alcançadas quanto à qualidade da água (CONAMA, 2005).

O enquadramento se divide desde a classe com maior qualidade de água, classe especial, até a classe com fins menos nobres, classe 4.

Neste trabalho, a classe do corpo hídrico analisado para cada amostra será correspondente com a classe mais baixa encontrada dentre os parâmetros analisados neste estudo e que estejam contemplados na resolução 357/2005 do CONAMA. Por exemplo, se em uma mesma amostra alguns parâmetros forem enquadrados na classe 1, enquanto que outros parâmetros estiverem na classe 3, toda a amostra é colocada na classe 3.

Abaixo, apresenta-se a classificação das águas doces que está prevista na seção I (Das águas doces) do Capítulo II (Das classificações dos corpos de Água) da Resolução 357/2005, de acordo com CONAMA (2005):

Art. 4º As águas doces são classificadas em:

I - classe especial: águas destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção;
- b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e,
- c) à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

II - classe 1: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000;
- d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e
- e) à proteção das comunidades aquáticas em terras indígenas.

III - classe 2: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000;
- d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e
- e) à aqüicultura e à atividade de pesca.

IV - classe 3: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado;
- b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- c) à pesca amadora;
- d) à recreação de contato secundário; e
- e) à dessedentação de animais.

V - classe 4: águas que podem ser destinadas:

a) à navegação; e

b) à harmonia paisagística

3.5 PLÁSTICOS NO MEIO AMBIENTE

Ainda que plásticos não tenham significância na determinação do IQA, é oportuno registrar os danos que os mesmos causam à fauna. Este registro é uma forma de estimular medidas a serem tomadas para reduzir a quantidade de plásticos no arroio Dilúvio.

Nesta última etapa da pesquisa bibliográfica, são feitas considerações sobre plásticos como potencial poluente no meio ambiente, especialmente em corpos hídricos. Neste item é apresentado o tema de micro e nano plásticos nos rios e oceanos. A partir disso, apresenta-se uma estimativa da quantidade de plásticos produzidos e descartados que chegam nesses ambientes aquáticos e seus respectivos processos de degradação. São abordadas também as possíveis consequências para a fauna e ecossistemas.

Nesse contexto de poluição e degradação dos corpos hídricos, destaca-se também o descarte de resíduos sólidos, nos quais encontra-se o plástico, que tem se tornado motivo de preocupação crescente a nível mundial e na comunidade científica nas últimas décadas (ANDRADY, 2011).

Basicamente, definem-se os plásticos como sendo polímeros orgânicos sintéticos, sendo a maior parte deles representados por polietileno de alta/baixa densidade (PE), poliestireno (PS), polipropileno (PP), policloreto de vinila (PVC), poliuretano (PUR) e polietileno tereftalato (PET) (ANDRADY, 2011; OLIVATTO *et al.*, 2018; REVEL *et al.*, 2018).

A partir do século XX, a produção e comercialização de plásticos teve uma significativa expansão. Entre 1950 até 2018, a produção cresceu de 1,7 milhões de toneladas/ano para aproximadamente 360 milhões de toneladas/ano, sendo a China a maior produtora de plástico, seguida por Europa e EUA (esses dados não consideraram as fibras sintéticas feitas com plástico). Na Europa, por exemplo, os percentuais de demanda por plásticos nos diferentes setores de mercado estão entre: Embalagens (39,9%), construção (19,8%), indústria automotiva (9,9%), indústria elétrica e eletrônicos (6,2%), produtos de uso pessoal (4,1%), agricultura (3,4%) e outros (16,7%) (PlasticEurope, 2017; PlasticEurope 2019).

Tais aplicações demonstram que o plástico possui características que o favorecem como escolha na produção de diversos produtos, como a sua facilidade de fabricação, baixo custo, resistência à água, a produtos químicos, temperatura e luz. Entretanto, como consequência dos seus usos múltiplos, grandes impactos no meio ambiente são gerados, uma vez que a destinação dos produtos manufaturados a partir desses polímeros é o lançamento indiscriminado no meio ambiente (ANDRADY, 2011; CAIXETA et al., 2018).

Devido a sua durabilidade, baixa taxa de reciclagem e má gestão de seus resíduos, grande parte dos plásticos produzidos no mundo inteiro chegam nos ecossistemas marinhos e lá persistem. O lançamento de plásticos no ambiente marinho ocorre através de diversas vias, incluindo transporte através de rios e atmosfera, descarte de lixo em praias, aquicultura, navegação e pesca (LEBRETON *et al.*, 2017). Os resíduos plásticos ainda podem chegar ao meio ambiente desde aterros mal geridos, até produtos plásticos descartados de forma descuidada (SARRIA-VILLA e GALLO-CORREDOR, 2016).

Outras formas dos materiais plásticos atingirem os mares e oceanos é através de sistemas de drenagem e esgoto municipal, sendo que estes se localizam, muitas vezes, em áreas densamente povoadas ou industrializadas (DERRAIK, 2002; GALL e THOMPSON, 2015; LEBRETON *et al.*, 2017).

Derraik (2002) afirmou que os plásticos, até o momento de seu estudo, já constituíam a maior parte dos resíduos encontrados nas águas marinhas pelo mundo, variando entre 60% e 80% dos detritos marinhos totais. Dessa quantidade total de lixo plástico em ambiente marinho, Andrady (2011) afirma que 80% têm sua origem em fontes terrestres.

Nos estudos de Lebreton *et al.* (2017), estimou-se que entre 1,15 e 2,41 milhões de toneladas/ano de plástico fluem dos rios, no mundo todo, para dentro dos oceanos. Os autores afirmam que os plásticos podem se encontrar suspensos ao longo da coluna d'água e transportados em direção ao mar devido à fluxos turbulentos dos rios e eventos de alagamento, os quais estão relacionados com eventos pluviométricos mais intensos.

Uma das preocupações em relação ao lixo que se encontra em ambientes marinhos, é o seu impacto sobre a biota. Derraik (2002), ao revisar diversos outros estudos sobre os efeitos do plástico na biota marinha, afirma que as ingestões de detritos plásticos por animais, assim como seu aprisionamento em embalagens, cordas sintéticas e redes, estão como um dos principais

impactos negativos. O autor ainda diz que, quanto à ingestão, particularmente, essa pode ter efeitos deletérios à saúde desses animais, como bloqueio da secreção gastro-enzimática, diminuição no estímulo da alimentação, falhas na sua reprodução e atraso na ovulação. A ingestão de plásticos por pequenos peixes e aves marinhas, pode reduzir a captura de alimentos e causar lesões internas e morte devido ao bloqueio intestinal.

De acordo com Green *et al.* (2015), há consideráveis evidências relacionadas às consequências de lixos plásticos sobre vida animal. O autor cita que mais de 660 espécies já foram encontradas com detritos plásticos em ambientes marinhos. Em uma variada gama dessas espécies, incluindo pássaros, mamíferos e invertebrados, relataram-se indivíduos que sofreram consequências negativas, incluindo danos físicos por asfixia, morte e aprisionamento ao interagirem com plásticos presentes no ambiente.

3.5.1 Microplásticos

Além dos resíduos plásticos maiores, atualmente há uma crescente preocupação ambiental em relação as partículas menores, denominadas microplásticos, incluindo aquelas que não são visíveis a olho nú. Tais fragmentos de plásticos são comumente encontrados em ambientes aquáticos, como as águas superficiais, mares, oceanos e seus respectivos sedimentos (ANDRADY, 2011; SARRIA-VILLA e GALLO-CORREDOR, 2016; OLIVATTO *et al.*, 2018).

O tamanho das partículas de microplásticos ainda não possui uma classificação fixa e padronizada, no entanto a mais aceita é de que são partículas com dimensões inferiores a 5mm, proposta em 2008 no workshop internacional dirigido pela National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA, na sigla em inglês)¹ (OLIVATTO *et al.*, 2018).

A presença de microplásticos no meio ambiente representa uma ameaça para a biota, uma vez que seu tamanho reduzido lhe permite uma maior distribuição nas águas, podendo atingir até as áreas mais remotas, tornando-se disponíveis para uma grande variedade de seres vivos desde

1 ARTHUR, C.; BAKER, J.; BAMFOR, H. Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, effects, and fate of microplastic Marine Debris. Sept 9-11, 2008. University of Washington Tacoma, Tacoma, WA 98402, USA

os níveis tróficos inferiores. Essas micropartículas também apresentam riscos químicos ao serem ingeridas, pois são vetores de transporte de contaminantes antropogênicos como poluentes orgânicos persistente (POP) e metais. Além disso, há os riscos relacionados a lixiviação dos aditivos químicos quando estes são empregados na formulação da matriz polimérica dos produtos de plástico (SARRIA-VILLA; GALLO-CORREDOR, 2016; OLIVATTO *et al.*, 2018).

Quanto à sua origem, os microplásticos recebem duas classificações: microplástico primário e microplástico secundário. A primeira se refere aqueles microplásticos já produzidos com tamanho microscópico, denominados pela indústria como “*pellet*”, com a finalidade de compor a formulação de determinados produtos. A segunda classificação abrange aquelas partículas resultantes de processos de degradação de plásticos maiores que são descartados no meio ambiente aquático ou terrestre (OLIVATTO *et al.*, 2018).

Segundo Olivatto *et al.* (2018), os microplásticos primários são muito utilizados nas formulações de produtos cosméticos e de higiene pessoal, o que inclui sabonete esfoliante e creme dental para efeitos abrasivos. Como são produtos normalmente utilizados em domicílios, os mesmos chegam aos corpos hídricos através dos efluentes domésticos.

Quanto aos microplásticos secundários, após sofrerem as ações das intempéries do meio ambiente, os mesmos estão sujeitos aos diferentes processos de degradação como, biodegradação (ação de microrganismos), fotodegradação (ação da luz do sol), degradação termo-oxidativa (degradação oxidativa em temperaturas moderadas), degradação termal (quando sujeito a altas temperaturas) e hidrólise (reação com a água) (ANDRADY, 2011).

3.5.2 Nanoplásticos

Além dos microplásticos, outro tipo de partícula de plástico que têm chamado a atenção da comunidade científica é o nanoplástico, cuja a classificação quanto ao seu tamanho ainda não é clara (COSTA *et al.*, 2016).

Pesquisadores de várias áreas têm buscado a padronização da dimensão dessas partículas, porém ainda sem consenso. Dentro dessa divergência, a definição do limite superior das

dimensões dos nanoplásticos variam desde valores como 100 nm, até valores como 20 µm (CAIXETA *et al.*, 2018).

Estas nanopartículas têm causado uma crescente preocupação, pois são mais propensas a atravessarem as membranas biológicas e afetar o funcionamento das células, como as células sanguíneas e até mesmo o processo fotossintético. Além disso, já se demonstrou que substâncias tóxicas podem ser adsorvidas por nanoplásticos, destacando ainda mais a relevância desses poluentes em corpos d'água e suas consequências subsequentes na cadeia alimentar humana (COSTA *et al.*, 2016).

3.5.3 Armadilhas de resíduos sólidos

Diante do cenário de poluição crescente nos corpos hídricos, especialmente devido aos resíduos de plástico, é fundamental que se elaborem soluções que evitem esse tipo de contaminação, principalmente nos cursos d'água urbanos.

Diante disso, destaca-se a estrutura flutuante de retenção de resíduos sólidos instalada no Arroio Dilúvio, denominada Ecobarreira do Dilúvio. Esta armadilha foi implantada pela empresa *Safeweb* em 2016, com a finalidade de diminuir a quantidade de resíduos sólidos que chegam no lago Guaíba, assim como de conscientizar a população da importância do correto destino desse tipo de resíduo (SILVA, 2018).

Silva (2018), até o momento de seu estudo, informou a quantidade aproximada de resíduos sólidos recolhidos por essa armadilha:

Com base nos dados operacionais da Ecobarreira do Dilúvio, durante o período de 30 de março de 2016 a 31 de dezembro do mesmo ano foram recolhidas, aproximadamente, 125 toneladas de RS; em 2017 foram recolhidas cerca de 217 toneladas. Já no ano de 2018, de 01 de janeiro a 13 de outubro, foram recolhidas, aproximadamente, 115 toneladas de RS. A quantidade total de resíduos coletados desde o início da operação até o dia 25 de outubro de 2018 é de 457 toneladas.

Até o momento, os dados operacionais dessa armadilha demonstram que a quantidade total de resíduos recolhidos soma 843.540 kg (quantidade atualizada em 3/11/2021). Dentro dessa quantidade recolhida, a maior parte é constituída por material plástico.

Além da retenção direta em corpos hídricos desses resíduos, é importante também o mesmo cuidado nos sistemas de drenagem urbana, como nas caixas pluviais vinculadas às bocas de lobo. Petrolí (2020) propôs uma armadilha de retenção de resíduos sólidos a ser implantada em uma boca de lobo já existente. Neste caso, a sua importância é demonstrada ao impedir a passagem de resíduos, especialmente os plásticos (precursores dos microplásticos e nanoplásticos), para os sistemas de drenagem urbana. Conseqüentemente, minimiza-se também a contaminação de cursos d'água.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Este capítulo apresenta as características da área de estudo, os métodos estatísticos utilizados para analisar os dados e as equações utilizadas para calcular cada parâmetro do IQA.

4.1 ÁREA DE ESTUDO E SEÇÕES ANALISADAS

O arroio Dilúvio tem uma extensão de 17.605 m e importantes afluentes, como os arroios Mato Grosso, Moinho, Cascata e Águas Mortas em Porto Alegre. Através dela escoam as águas de uma área com 83,74 km² que possui cerca de 446 mil habitantes, representando cerca de um terço da população total do município de Porto Alegre (MOG et al., 2014).

Embora o arroio Dilúvio tenha seu curso praticamente inteiro dentro dos limites da cidade de Porto Alegre, as suas principais nascentes se situam em dois pontos da cidade de Viamão (as represas Lomba do Sabão e Mãe d'Água), localizadas a leste da capital. Dessa forma, a localização do município em relação à sub-bacia do Arroio Dilúvio é periférica, pois as nascentes que representam a parcela presente em Viamão estão situadas no limite oeste do município. Portanto, a relação do Arroio Dilúvio com a área central da cidade de Porto Alegre é mais direta do que com o centro de Viamão (MOG et al., 2014).

O grande crescimento da Região Metropolitana de Porto Alegre trouxe como consequência uma forte pressão populacional em seus centros urbanos. Atualmente em Porto Alegre e Viamão, parcelas significativas da população total (aproximadamente 20%) são moradores de ocupações irregulares, ou seja, habitam as áreas informais, os espaços urbanos chamados de vilas ou favelas. Identifica-se desde as nascentes do Arroio, assim como ao longo de sua extensão, a presença desses espaços informais nas duas cidades (MOG et al., 2014).

As localizações das quatro seções analisadas no presente estudo são descritas a seguir e podem ser visualizadas na figura 3:

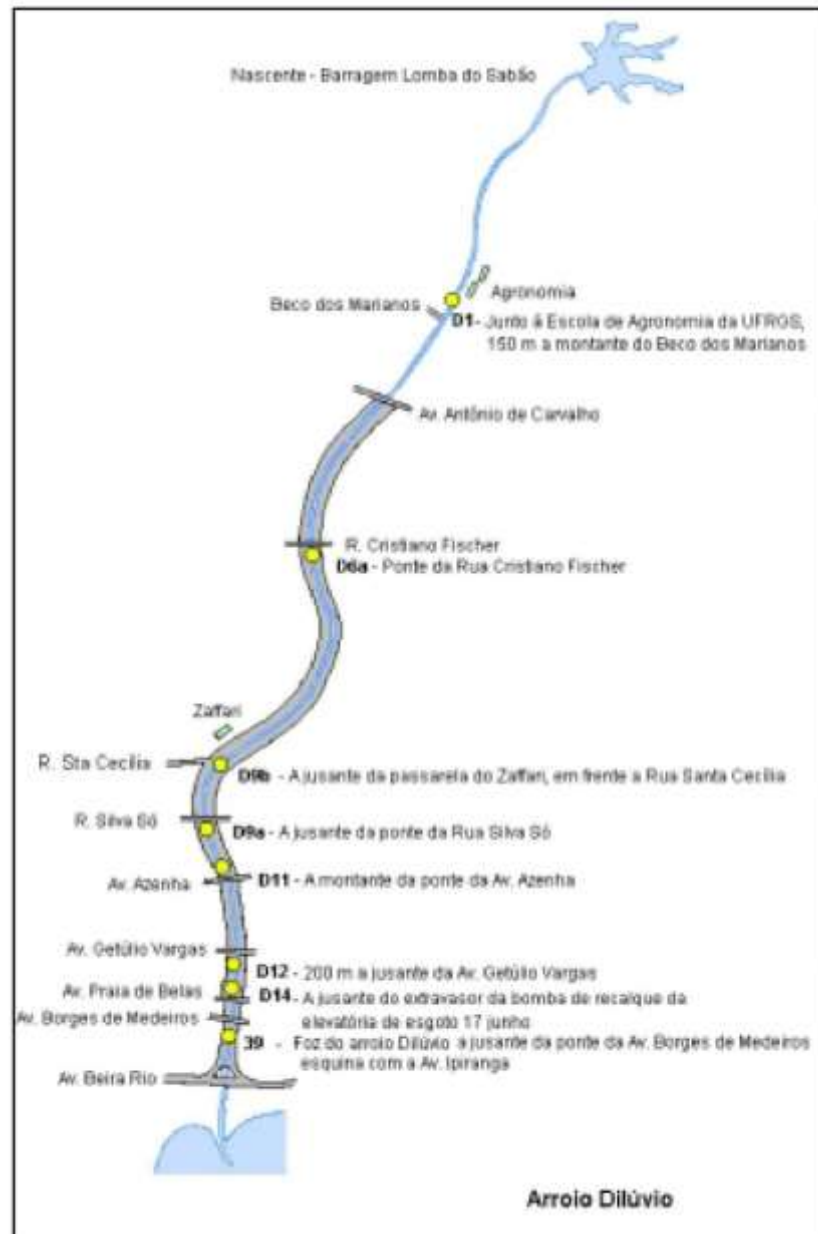
D1 - Arroio Dilúvio, na Escola de Agronomia, 150m a montante do Beco dos Marianos;

D6a - Arroio Dilúvio, na ponte da Rua Cristiano Fischer;

D9b - Arroio Dilúvio, à jusante da passarela do Zaffari, em frente à Rua Santa Cecília;

39 - Foz do Arroio Dilúvio - Ponte da Av. Borges de Medeiros com Ipiranga.

Figura 3 - Desenho do arroio Dilúvio com suas oito seções de amostragem



(Fonte: Morandi e Faria (2002))

Ressalta-se que na figura 3 são mostradas oito seções, no entanto os dados obtidos com o DMAE para este trabalho são referentes a apenas quatro seções: seção 39, seção D9b, seção D6a e seção D1.

As figuras abaixo mostram cada uma das seções analisadas. As seções D1 e D9B são apresentadas por imagens aéreas obtidas no *Google Maps*.

Figura 4 - Seção D1 está aproximadamente 50 metros à jusante da Faculdade de Agronomia da UFRGS



(Fonte: Adaptado do *Google Maps*)

Figura 5 - Seção D6a à jusante da rua Cristiano Fischer



(Autor: Gino Gehling)

Figura 6 - Vista aérea da seção D9b à jusante do Zaffari da Av. Ipiranga



(Fonte: Adaptado o *Google Maps*)

Figura 7 - Seção 39 (Ecobarreira) à jusante da Av. Borges de Medeiros



(Autor: Elaborado pelo autor)

No anexo A é mostrada imagem por satélite da área de estudo com a macrolocalização das seções analisadas. A imagem foi gerada pelo próprio autor através do aplicativo gratuito *Maps* da *Microsoft*.

4.2 EQUAÇÕES DOS NOVE PARÂMETROS DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA

As equações dos cálculos dos nove parâmetros foram utilizadas para representar a variação das curvas apresentadas na figura 2 do item 3.3.2. Cada equação foi testada e comparada com sua respectiva curva representada. Os resultados foram condizentes com a variação das curvas e, portanto, justifica-se a utilização das mesmas.

Todas as equações referentes ao cálculo de cada parâmetro são apresentadas no anexo B, as quais foram retiradas de um estudo realizado em 2003 no rio Paraíba do sul localizado em Minas Gerais, pelo Instituto Mineiro de gestão de águas (Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2004).

4.3 ANÁLISES ESTATÍSTICAS UTILIZADAS

Neste trabalho foram utilizados alguns métodos estatísticos para analisar os dados brutos fornecidos pelo DMAE. Esses dados estão apresentados no formato de tabela no anexo C.

No total foram recolhidos 106 dados, sendo dezessete da seção 39, vinte e nove da seção D1, vinte e sete da seção D6a e trinta e três da seção D9b. Todos esses dados estão dentro de um período que se inicia em 2002 e finaliza em 2012.

Na análise estatística deste trabalho, as variáveis consideradas qualitativas foram as seções, sendo que as mesmas são representadas por frequências absolutas e relativas (n%), de acordo com a distribuição dos dados entre esses quatro locais. Por exemplo, a seção 39 tem a menor frequência, ou seja, 17 dados recolhidos que representam 16% do total de 106. Já a seção D9b tem 33 dados recolhidos que representam aproximadamente 31% desse mesmo total.

As variáveis consideradas quantitativas são o tempo e os nove parâmetros de qualidade da água. Os parâmetros foram representados pela média, mediana, desvio padrão, primeiro quartil, terceiro quartil, mínimo, máximo, contagem de valores distintos, contagem de dados válidos e contagem de dados faltantes. Essas estatísticas descritivas são apresentadas no anexo D.

Foram utilizadas algumas estruturas de correlações para cada parâmetro, no intuito de estabelecer a correlação entre a sua concentração e o tempo. Diante disso, foi utilizado o critério de informação Bayesiano (BIC) que comparou as estruturas de correlação Gaussiana, exponencial, autoregressiva de primeira ordem e quadrática racional e definiu a mais adequada para cada caso (parâmetro).

Devido a assimetria e valores atípicos, algumas variáveis foram trabalhadas com a transformação logarítmica, a saber: Turbidez (UNT), *Escherichia coli* (NMP/100mL), Fósforo total (mgP/L), Sólidos Totais (mg/L) e DBO₅(mg O₂/L).

A comparação de cada parâmetro entre as quatro seções do arroio foi feita através de um modelo linear ajustado através do método dos mínimos quadrados generalizados. Esse modelo foi construído considerando o efeito de interação das seções com o tempo, ou seja, tenta-se verificar se ocorre diferença significativa na variação do parâmetro ao longo do tempo entre as seções. Denominou-se este efeito de interação como "Seção: Dia".

Verificou-se também se houve variação significativa na concentração do parâmetro ao longo do tempo em cada seção. Este é um efeito isolado que se considera a relação entre a variável quantitativa “tempo” e a concentração do parâmetro na própria seção analisada. Tal efeito foi denominado como “Dia”.

A ocorrência de diferença significativa na média da concentração do parâmetro entre as seções também foi verificada. Esta também é considerada um efeito isolado em que se considera a relação da variável qualitativa “Seção” e a concentração do parâmetro. Neste caso o efeito foi denominado como “Seção”.

Nos parâmetros em que se detectou a presença de pelo menos um dos efeitos, são apresentadas tabelas de comparação múltipla para especificar quais as seções que se diferenciam entre si quanto ao efeito detectado e o quanto se diferenciam.

Esses efeitos são verificados através da obtenção da estatística χ^2 (qui-quadrado) e consequentemente do *valor-p*, o qual permite concluir se a hipótese nula (supõe-se não haver o efeito sobre o parâmetro analisado) é estatisticamente significativa ou não. Quando o *valor-p* obtido está abaixo de 0,05 (5%), significa que a hipótese nula é rejeitada.

O *valor-p* também foi utilizado para verificar o efeito que a chuva acumulada tem sobre cada parâmetro analisado. A mesma regra é seguida, ou seja, quando o valor encontrado está abaixo de 0,05, rejeita-se a hipótese nula (supõe-se que o parâmetro não é afetado pelo evento pluviométrico).

Todas as análises foram utilizadas no software R versão 4.1.0, com o auxílio dos pacotes *tidyverse* versão 1.3.1, *emmeans* versão 1.6.2.1, *nlme* versão 3.1.152 e *multcomp* versão 1.4.17.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Este capítulo apresenta os resultados e discussões a respeito das análises feitas sobre os dados recolhidos e os parâmetros calculados.

5.1 NITROGÊNIO TOTAL

A tabela abaixo demonstra a verificação dos efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” quanto ao parâmetro do nitrogênio total.

Tabela 3 – Efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” quanto ao nitrogênio total

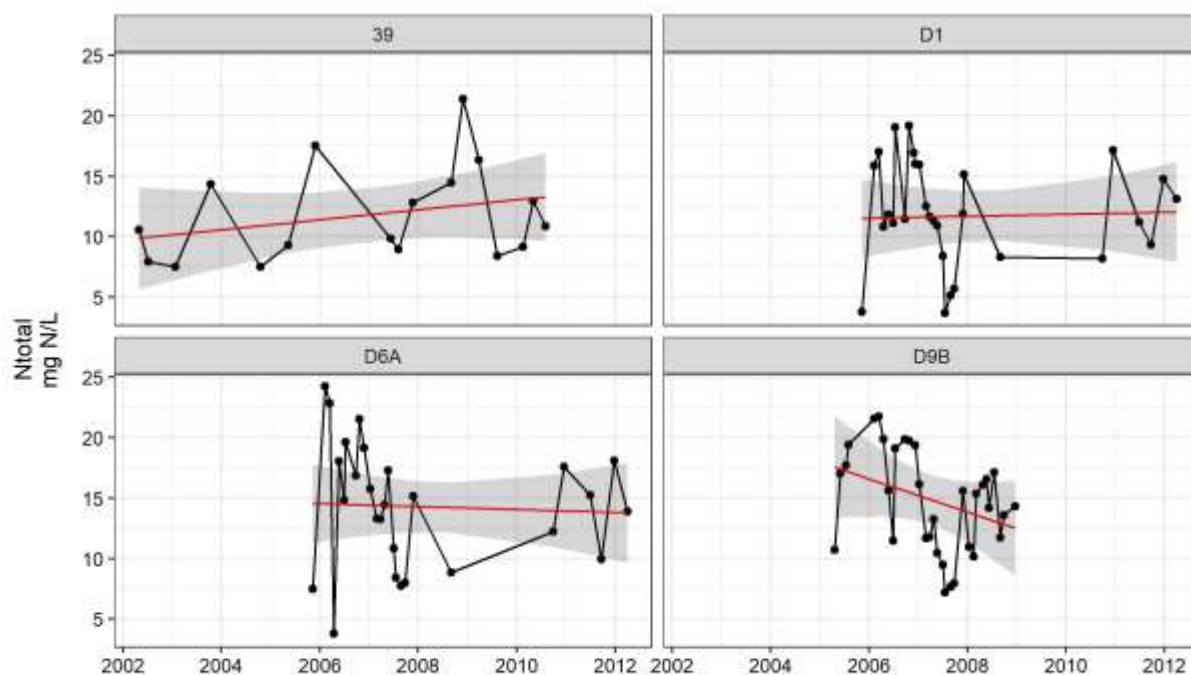
Efeito	Graus de liberdade	Estatística χ^2	Valor de p
Seção	3	5,05	0,1685
dia	1	1,08	0,2980
Seção: Dia	3	3,16	0,3670

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Observa-se que não foi detectado um efeito de interação (Seção: Dia), isto é, não se detectou que o comportamento do NT (mgN/L) ao longo do tempo é diferente entre as seções ($p = 0,367$). Também não foram detectadas diferenças significativas no nível de NT (mgN/L) entre as seções ($p = 0,168$), assim como não foram detectadas diferenças no nível de NT (mgN/L) ao longo do tempo ($p = 0,298$).

Os gráficos da figura a seguir mostram o comportamento do NT (mgN/L) ao longo do tempo em cada uma das seções (linha preta). A linha vermelha representa a reta de tendência estimada pelo modelo e a área com sombra representa o intervalo de predição.

Figura 8 - Nitrogênio total x Tempo



(Fonte: Imagem do autor)

Os níveis de NT apresentados podem indicar associação com aporte e degradação de matéria orgânica no arroio. Nesse sentido, avaliações mais específicas das diferentes formas de nitrogênio (nitrito, nitrato, amônia e nitrogênio orgânico) deveriam ser feitas para se obter uma maior discriminação da qualidade da água.

Apesar de não terem sido detectadas diferenças estatísticas significativas do NT no decorrer do tempo, é importante destacar que na seção D9B houve um decréscimo nas concentrações do parâmetro entre os anos 2005 e 2008. Como o esgoto sanitário é uma das principais fontes de poluição em corpos hídricos urbanizados, é plausível creditar essa diminuição à implantação de redes destinadas à separação de esgoto cloacal no canal São Vicente, que desagua no arroio Dilúvio e nas imediações da seção D9B (DMAE, 2009).

5.2 TEMPERATURA DA ÁGUA

A tabela 4 mostra que para a temperatura da água nenhum dos efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” foram detectados.

Tabela 4 - Efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” quanto a temperatura da água

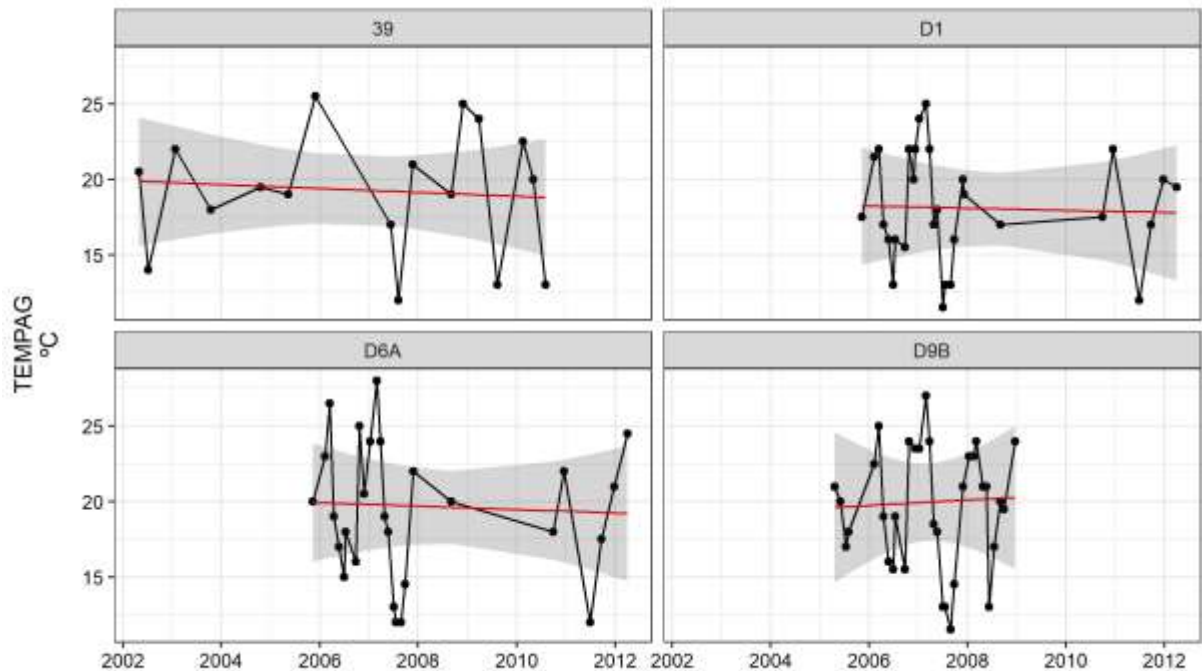
Efeito	Graus de liberdade	Estatística χ^2	Valor de p
Seção	3	1,16	0,7629
dia	1	0,10	0,7571
Seção: Dia	3	0,07	0,9954

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Observa-se que não foi detectado um efeito de interação (Seção: Dia), isto é, não se detectou que o comportamento da temperatura da água (°C) ao longo do tempo é diferente entre seções ($p = 0,9954$). Também não foram detectadas diferenças significativas no nível de temperatura entre as seções ($p = 0,7629$), assim como não foram detectadas diferenças no nível de temperatura ao longo do tempo ($p = 0,7571$).

Os gráficos da figura abaixo mostram o comportamento deste parâmetro ao longo do tempo relativo às quatro seções.

Figura 9 - Temperatura x Tempo



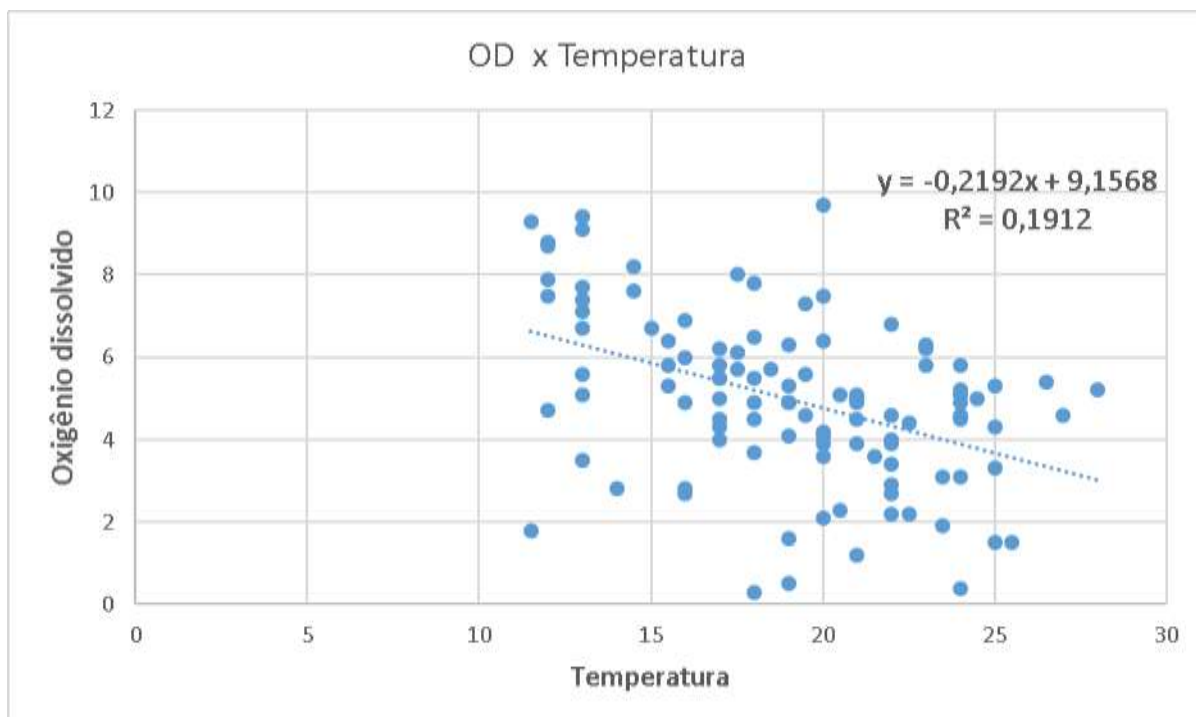
(Fonte: Imagem do autor)

A relação entre temperatura da água e oxigênio dissolvido é inversa. Isso significa que em temperaturas mais altas, a tendência é que as concentrações de oxigênio dissolvido se reduzam.

É importante destacar que na área de estudo as temperaturas mais elevadas no verão coincidem com as concentrações mais elevadas de algas. Estas por sua vez elevam as concentrações de OD durante o dia devido ao processo de fotossíntese, contrariando a relação esperada entre temperatura e OD. Porém, durante a noite esses níveis se reduzem bastante devido ao consumo dessas algas do OD presente na água.

Abaixo é demonstrado uma figura com gráfico de dispersão entre temperatura da água (eixo horizontal) e oxigênio dissolvido (eixo vertical). O gráfico foi gerado pelo software *Excel*.

Figura 10 - Relação entre OD e temperatura



(Fonte: Imagem do autor)

Nota-se que grande parte dos dados estão dispersos no entorno da linha de ajuste (representada pela equação que está no gráfico). Neste caso, o coeficiente de determinação foi baixo ($R^2 = 0,1912$) e isso indica que a variação do OD é pouco explicada pela variação da temperatura da água no modelo de regressão linear.

A correlação entre esses parâmetros no presente estudo é relativamente baixa (0,44). Essa correlação é demonstrada na tabela abaixo que foi gerada pelo software *Excel*. Essa correlação varia entre -1 até 1, sendo que a correlação é considerada mais forte quanto mais próximo estiver desses valores.

Tabela 5 - Correlação entre OD e temperatura

	<i>Temperatura</i>	<i>OD</i>
<i>Temperatura</i>	1	
<i>OD</i>	-0,437259198	1

(Fonte: Elaborado do autor)

Esses resultados indicam que outros fatores, além da temperatura, influenciam na variação das concentrações do OD.

5.3 TURBIDEZ

A tabela abaixo mostra que nenhum dos efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” foram detectados em relação ao parâmetro da turbidez.

Tabela 6 - Efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” relativos à turbidez

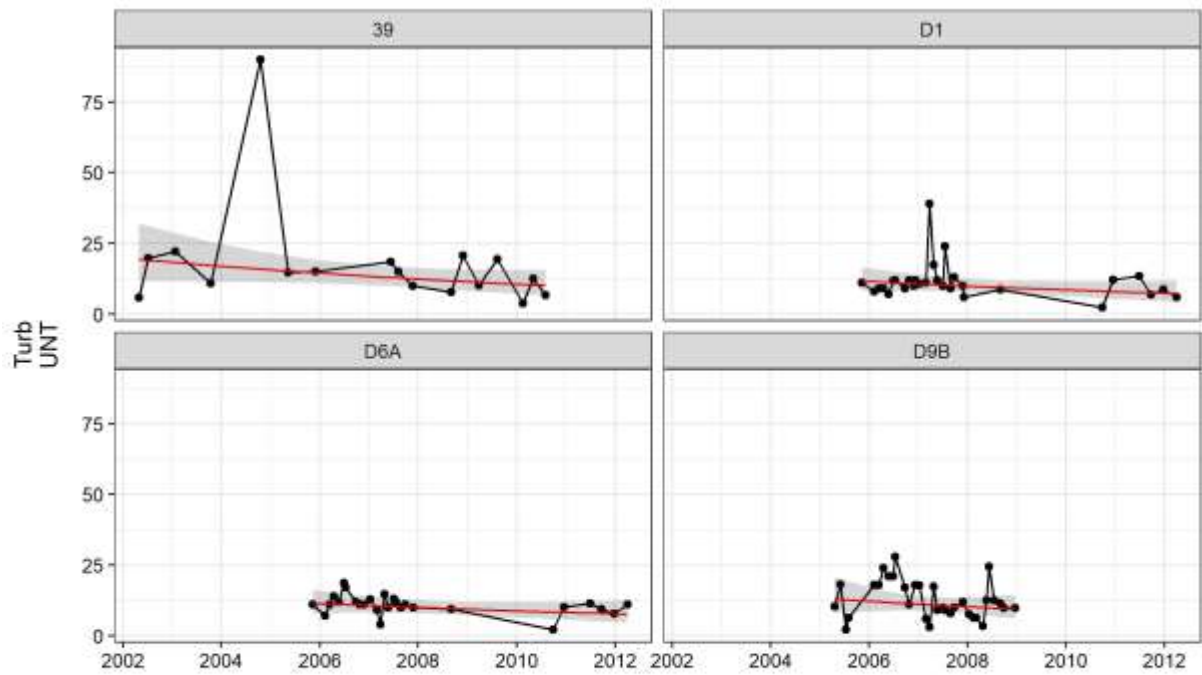
Efeito	Graus de liberdade	Estatística χ^2	Valor de p
Seção	3	1,92	0,5896
dia	1	2,68	0,1014
Seção: Dia	3	0,06	0,9960

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Nota-se que não foi detectado um efeito de interação (Seção: Dia), isto é, não se detectou que o comportamento da turbidez (UNT) ao longo do tempo é diferente entre as seções ($p = 0,996$). Também não foram detectadas diferenças significativas no nível de turbidez (UNT) entre as seções ($p = 0,5896$), assim como não foram detectadas diferenças no nível de turbidez (UNT) ao longo do tempo ($p = 0,1014$).

Os gráficos da figura 11 apresentam o comportamento do parâmetro turbidez ao longo do tempo.

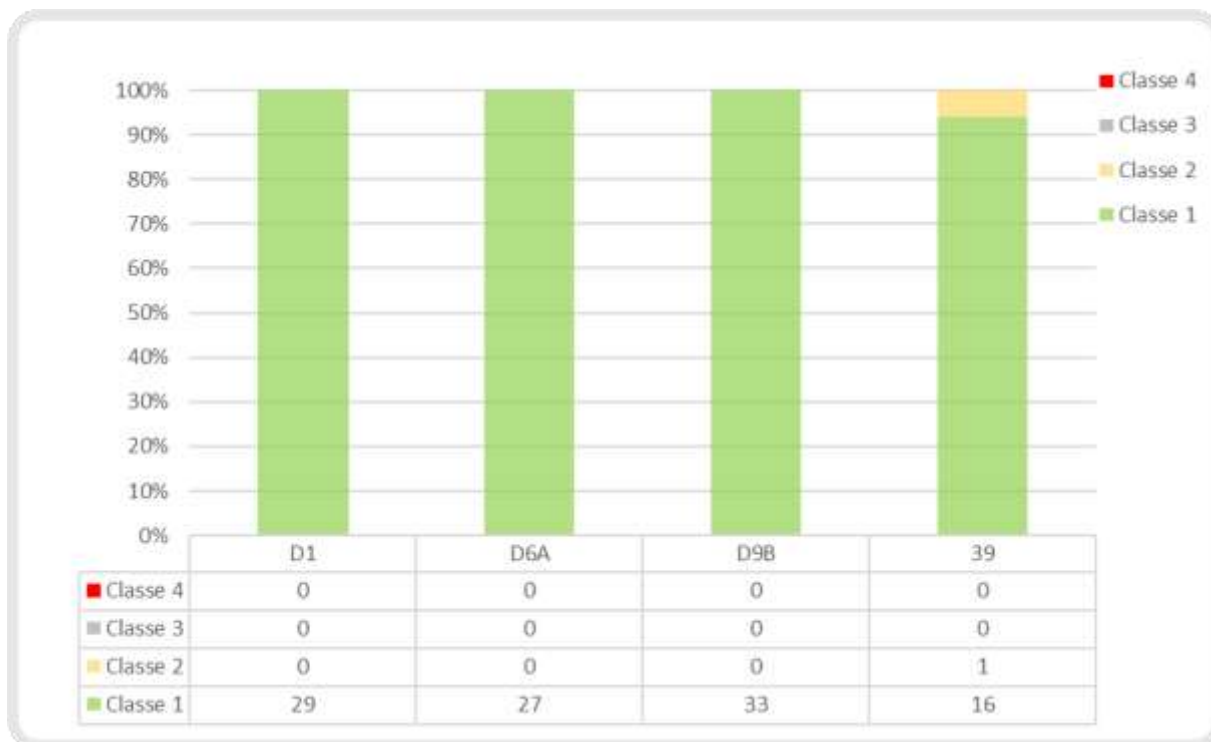
Figura 11 - Turbidez x Tempo



(Fonte: Imagem do autor)

A figura a seguir demonstra a classificação da qualidade do parâmetro turbidez para cada dado recolhido.

Figura 12 - Classificação da qualidade da turbidez



(Fonte: Imagem do autor)

Pela figura 12, observa-se que praticamente todos os dados referentes à turbidez se enquadram na classe 1. Apenas uma amostra enquadra-se na classe 2. Esses resultados indicam que para esse parâmetro o arroio Dilúvio apresenta uma boa qualidade da água.

A turbidez normalmente está associada à presença de sólidos totais, especificamente aos sólidos suspensos totais, sendo que estes últimos não foram avaliados neste trabalho. Nesse sentido, avaliações mais específicas das diferentes formas de sólidos (dissolvidos e suspensos) deveriam ser feitas para se obter uma maior discriminação da qualidade da água.

5.4 SÓLIDOS TOTAIS

A tabela 7 demonstra que nenhum dos efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” foram detectados quanto ao parâmetro dos sólidos totais.

Tabela 7 - Efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” quanto aos sólidos totais

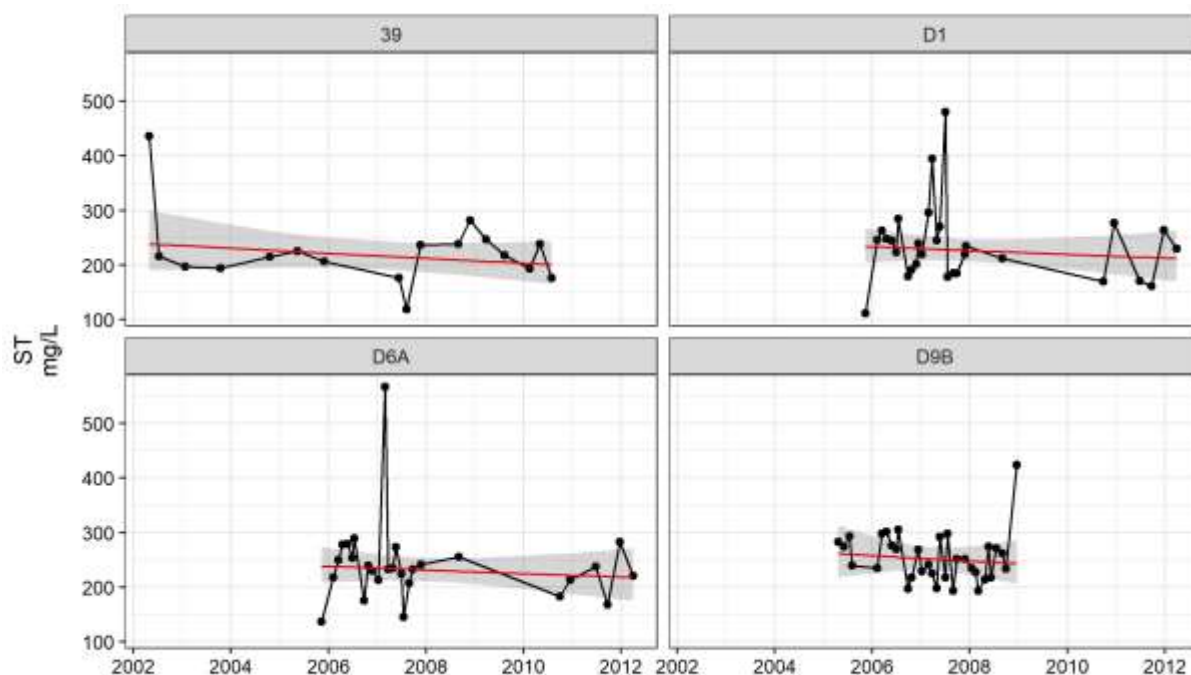
Efeito	Graus de liberdade	Estatística χ^2	Valor de p
Seção	3	4,54	0,2092
dia	1	0,95	0,3286
Seção: Dia	3	0,06	0,9966

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Observa-se que não foi detectado um efeito de interação (Seção: Dia), isto é, não se detectou que o comportamento de ST (mg/L) ao longo do tempo é diferente entre as seções ($p = 0,9966$). Também não foi detectado diferenças significativas no nível de ST entre as seções ($p = 0,2092$), assim como não foi detectado diferenças no nível de sólidos totais ao longo do tempo ($p = 0,3286$).

Os gráficos da figura 13 demonstram a variação do parâmetro dos sólidos totais no decorrer do tempo.

Figura 13 - Sólidos totais x Tempo



(Fonte: Imagem do autor)

Os níveis de concentração para ST apresentaram-se similares entre as seções e no decorrer do tempo.

No caso de corpo d'água urbanizado, quando a concentração de ST é muito alta a causa geralmente está associada ao arraste de partículas das superfícies em eventos de chuva mais forte e lançamento de efluentes domésticos. Além disso, esses eventos pluviométricos mais fortes contribuem para a vazão do rio, o que pode levar à ressuspensão de muitas partículas do leito e aumentar a concentração de sólidos totais. Em contrapartida, a chuva pode ter uma contribuição da diluição desses sólidos (partículas em geral) presentes na água.

5.5 FÓSFORO TOTAL

A tabela abaixo demonstra que nenhum dos efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” foram detectados para o parâmetro de fósforo total.

Tabela 8 - Efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção:Dia” quanto ao fósforo total

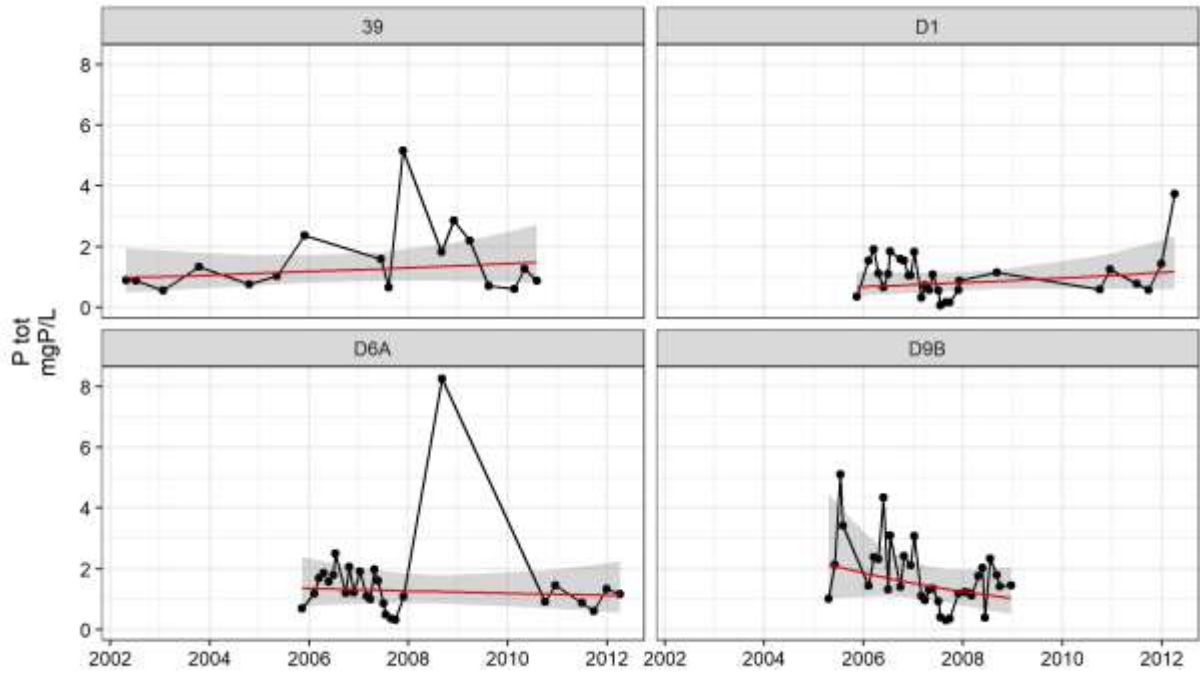
Efeito	Graus de liberdade	Estatística χ^2	Valor de p
Seção	3	5,19	0,1587
dia	1	0,59	0,4427
Seção: Dia	3	2,95	0,3988

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Observa-se que não foi detectado um efeito de interação (Seção: Dia), isto é, não se detectou que o comportamento do PT (mgP/L) ao longo do tempo é diferente entre as seções ($p = 0,3988$). Também não foram detectadas diferenças significativas no nível de PT entre seções ($p = 0,1587$), assim como não foram detectadas diferenças no nível de PT ao longo do tempo ($p = 0,4427$).

Os gráficos da figura 14 mostram o comportamento do fósforo total ao longo do tempo.

Figura 14- Fósforo total x Tempo



(Fonte: Imagem do autor)

A classificação das amostras para o parâmetro fósforo total é apresentada na figura abaixo.

Figura 15 - Classificação da qualidade do Fósforo total



(Fonte: Imagem do autor)

Como o arroio Dilúvio têm a sua maior parte localizada em área altamente urbanizada e residencial, assume-se que os efluentes domésticos sejam uma das principais fontes poluidoras. Diante disso, os níveis de fósforo total apresentados podem estar relacionados com a matéria orgânica fecal e os detergentes, ambos trazidos por esse tipo de efluente.

Observa-se no gráfico da figura 15 que quase todos os dados se enquadram na classe 4. Apenas uma amostra se enquadra na classe 1.

5.6 OXIGÊNIO DISSOLVIDO

A tabela abaixo verifica os efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” quanto ao oxigênio dissolvido.

Tabela 9- Efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção:Dia” relativos ao oxigênio dissolvido

Efeito	Graus de liberdade	Estatística χ^2	Valor de p
Seção	3	30,66	0,001
dia	1	0,06	0,8035
Seção: Dia	3	3,94	0,2676

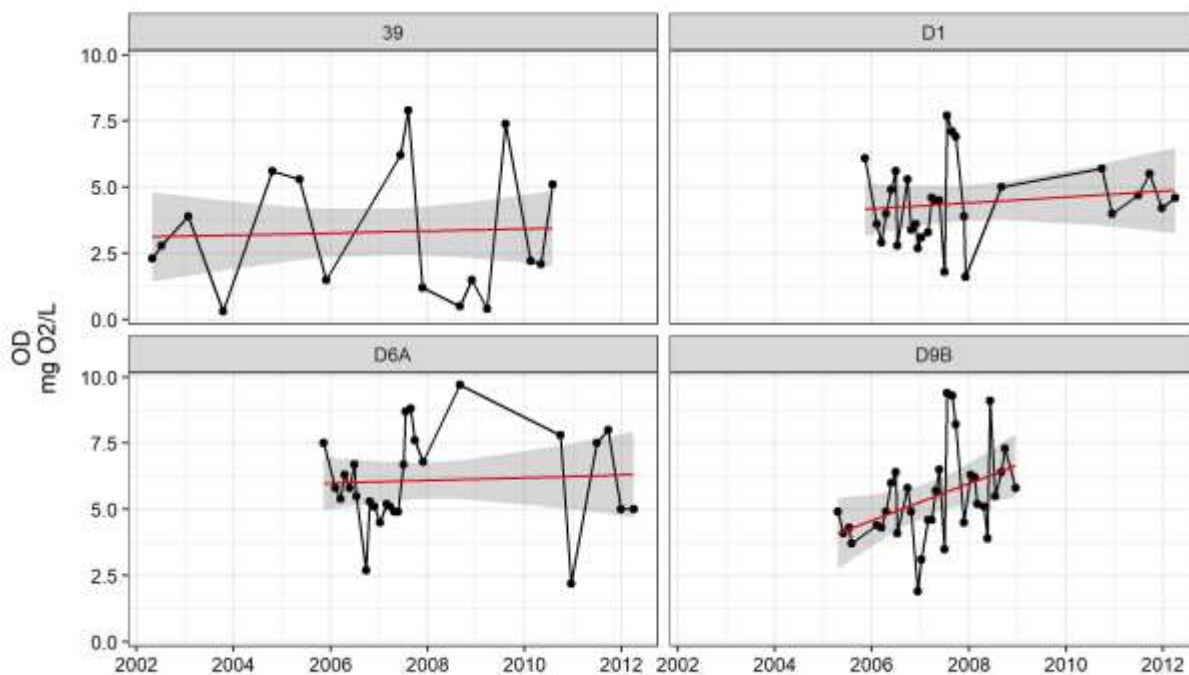
(Fonte: Elaborado pelo autor)

A partir das estatísticas obtidas, observa-se que não foi detectado efeito de interação (Seção: Dia), isto é, não se detectou que o comportamento do OD (mg O₂/L) ao longo do tempo é diferente entre as seções (p = 0,2676). Também não foram detectadas diferenças no nível de OD (mg O₂/L) ao longo do tempo (p = 0,8035).

No entanto, foram detectadas diferenças no nível de OD (mg O₂/L) entre as seções (p < 0,001).

Os gráficos da figura abaixo mostram o comportamento do Oxigênio dissolvido ($\text{mg O}_2/\text{L}$) ao longo do tempo em cada uma das seções (linha preta).

Figura 16 - Oxigênio Dissolvido x Tempo



(Fonte: Imagem do autor)

A tabela 10 mostra uma matriz de comparações múltiplas do Oxigênio dissolvido ($\text{mg O}_2/\text{L}$) entre os pontos:

Tabela 10 - Comparações múltiplas para Oxigênio dissolvido

	39	D1	D6A	D9B
39	[3.33]	0.4324	<.0001	0.0003
D1	-1.028	[4.36]	0.0048	0.0370
D6A	-2.739	-1.711	[6.07]	1.000
D9B	-2.365	-1.336	0.374	[5.70]

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Na diagonal principal estão os valores da média do OD ($\text{mg O}_2/\text{L}$) seções (em média a seção 39 teve o oxigênio dissolvido de $3,33\text{mg O}_2/\text{L}$). No triângulo inferior (abaixo da diagonal principal) temos as estimativas da diferença das médias do nível do OD ($\text{mg O}_2/\text{L}$) das seções

(a diferença entre a média do OD ($\text{mg O}_2/\text{L}$) da seção 39 e da seção D1 é de 1,028). No triângulo superior (acima da diagonal principal) temos o valor de p da comparação entre a seção da coluna com seção da linha da tabela.

Não foram detectadas diferenças nos níveis do OD ($\text{mg O}_2/\text{L}$) entre as seções 39 e D1 ($p = 0,4324$) e entre as seções D9B e D6A ($p=1$). Todas as demais comparações apontaram diferenças entre seções.

As seções D39 e D1, que estão localizadas nas extremidades do trecho analisado do arroio, tiveram a média dos níveis de oxigênio inferiores se comparadas as seções intermediárias D6A e D9B. Isso pode ser explicado pois essas duas últimas seções estão localizadas logo à jusante de degraus que geram uma queda brusca da água, o que pode contribuir para uma reaeração da água no local.

Figura 17 - Degrau à montante da ponte da rua Cristiano Fischer



(Fonte: Imagem do autor)

A seção D1 está situada em uma região onde ainda haveriam ocupações irregulares no período considerado e sem a infraestrutura necessária para coleta de esgoto cloacal. Sendo assim, supõe-se que o aporte de matéria orgânica de esgoto doméstico fosse significativo nas proximidades dessa seção, o que poderia contribuir no consumo de oxigênio dissolvido na água.

Apesar da seção 39 não estar localizada em uma região de ocupações irregulares, também apresentou níveis de oxigênio dissolvido reduzidos. Isso pode caracterizar a presença de fontes de poluição de matéria orgânica na região. Outra explicação seria o seu acúmulo de poluição proveniente do próprio arroio, visto que essa seção se encontra próximo à foz.

Morandi e Faria (2002) também encontraram uma tendência de redução nos teores de OD ao longo do arroio e afirmaram que a redução pode ser atribuída à menor declividade no seu trecho final, o que provoca a estagnação do fluxo e, portanto, dificuldade de oxigenação do meio. Além disso, as autoras destacaram que a redução também foi provocada por cargas

concentradas de esgoto doméstico que foram lançadas a montante, devido à implantação de redes coletoras de esgoto cloacal conectadas à rede pluvial existente.

A seção D9B apresentou uma melhora nos seus níveis de oxigênio dissolvido dentro do seu período analisado (2005 até 2008). Essa mudança pode ser explicada pelo mesmo motivo exposto no item 5.1 referente à redução do parâmetro NT dessa mesma seção.

O trabalho realizado por Morandi e Faria (2002) e o presente estudo convergem ao indicar que os níveis de OD se reduzem do trecho inicial (seção D1 até seção D9B) para o trecho final (seção 39).

O gráfico da figura 18 apresenta a classificação de qualidade do oxigênio dissolvido para todos os dados.

Figura 18- Classificação da qualidade do oxigênio dissolvido



(Fonte: Imagem do autor)

Nota-se que os dados da seção D6A foram enquadrados predominantemente nas classes 1 e 2. Na seção D1 ocorreu o oposto, os dados foram enquadrados predominantemente nas classes 3

e 4. A seção 39 teve quase 50% dos seus dados enquadrados na classe 4, que representa a qualidade mais degradada.

5.7 *ESCHERICHIA COLI*

A tabela abaixo verifica os efeitos referentes a *Escherichia coli*.

Tabela 11 - Efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” quanto a *Escherichia coli*

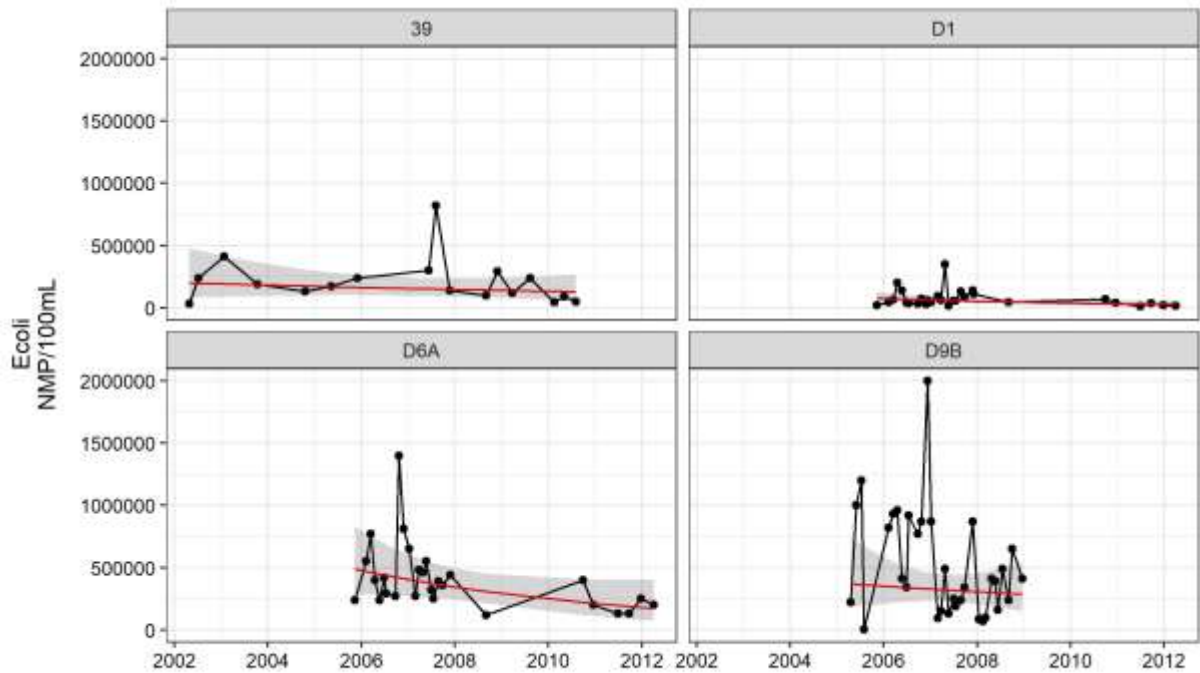
Efeito	Graus de liberdade	Estatística χ^2	Valor de p
Seção	3	67,91	0,0000
dia	1	0,43	0,5144
Seção: Dia	3	1,22	0,7484

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Observa-se que não foi detectado um efeito de interação (Seção: Dia), isto é, não se detectou que o comportamento da Ecoli (NMP/100mL) ao longo do tempo é diferente entre as seções ($p = 0,7484$). Também não foram detectadas diferenças no nível de Ecoli (NMP/100mL) ao longo do tempo ($p = 0,5144$). No entanto foram detectadas diferenças no nível de Ecoli (NMP/100mL) entre as seções ($p < 0,001$).

Os gráficos da figura abaixo mostram o comportamento da *Escherichia coli* (NMP/100mL) ao longo do tempo em cada uma das seções (linha preta).

Figura 19 - *Escherichia coli* x Tempo



(Fonte: Imagem do autor)

Como o parâmetro *Escherichia coli* foi uma das variáveis em que se usou a transformação logarítmica, na sua tabela de comparações múltiplas o triângulo inferior representa a medida relativa da seção da coluna com a linha. No caso da tabela abaixo, a concentração da seção 39 é 2,669 vezes a concentração na seção D1.

A tabela a seguir mostra uma matriz de comparações múltiplas da *Escherichia coli* (NMP/100mL) entre as seções.

Tabela 12 - Comparações múltiplas para *Escherichia coli*

	39	D1	D6A	D9B
39	[149854]	0.0075	0.0195	0.0749
D1	2.669	[56145]	<.0001	<.0001
D6A	0.406	0.152	[369161]	1.000
D9B	0.476	0.178	1.173	[314585]

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Nota-se que não foram detectadas diferenças significativas no nível de Ecoli (NMP/100mL) entre as seções 39 e D9B ($p = 0,0749$) e entre as seções D9B e D6A ($p = 1$). Todas as demais comparações apontaram diferenças.

O parâmetro Ecoli teve médias maiores nas seções intermediárias D9B e D6A em relação às seções 39 e D1.

Os níveis encontrados na seção D1 podem ser explicados pelo lançamento de esgoto doméstico nas proximidades, pois ainda haveriam ocupações irregulares próximas a seção no período das amostras.

Conforme avança-se na direção jusante do arroio até a seção D6A, a média aumenta aproximadamente 6 vezes. Esses níveis se mantem na seção D9B. Tais níveis podem indicar um forte aporte de esgoto doméstico, visto que a partir da Av. Antônio de Carvalho o arroio passa a receber mais águas servidas por adentrar na parte mais urbanizada de Porto Alegre.

Na seção 39, os níveis se reduzem aproximadamente pela metade em comparação as seções anteriores, indicando uma melhora significativa quanto ao aporte de matéria orgânica de origem fecal.

Morandi e Faria (2002) também encontraram comportamento similar na variação dos níveis do parâmetro entre a seção D1 e a seção D6a. No entanto os níveis encontrados por Morandi e Faria (2002) nas mesmas quatro seções do Dilúvio foram muito maiores em relação aos níveis encontrados no presente trabalho, indicando a melhora generalizada quanto ao lançamento de esgoto doméstico.

Essa melhora generalizada deve estar associada às implementações das redes coletoras de esgoto sanitário do tipo separador absoluto na região do arroio Dilúvio (DMAE, 2010).

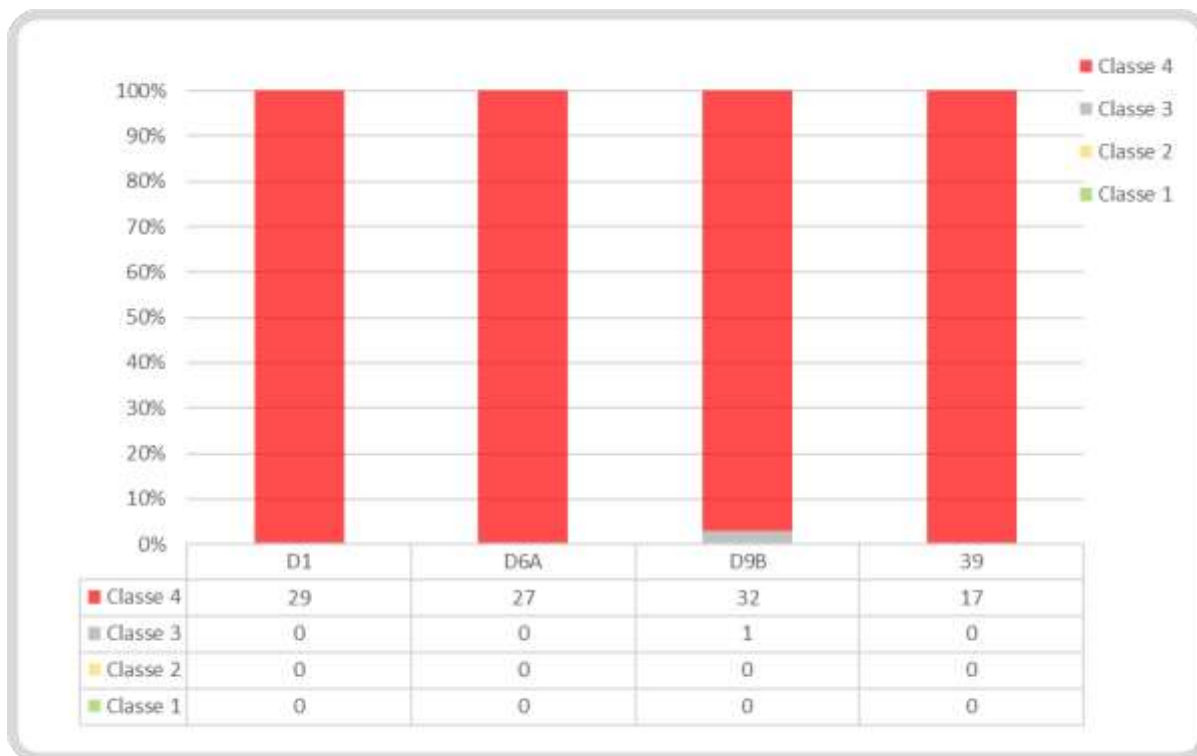
Porém, mesmo com o superior percentual de redes coletoras nesta região de estudo em relação à outras regiões de Porto Alegre, ainda há elevados níveis de poluição de esgoto cloacal. Essa poluição remanescente é gerada pelo descompasso da urbanização mais recente e o não acompanhamento da coleta junto a esses locais. Além disso, muitas economias desta bacia, por problemas técnicos e/ou culturais, não efetuaram as ligações do esgoto à rede coletora sanitária, mantendo seus efluentes ligados à rede pluvial, que os conduz diretamente para o Arroio Dilúvio (DMAE, 2010).

Diante de todo esse cenário, nota-se a associação direta entre o avanço da urbanização e o crescimento na poluição por esgoto doméstico.

Na seção D9B nota-se uma sensível diminuição dos níveis de *Escherichia coli* no decorrer do tempo, que pode ser explicada pela implantação da ligação de esgoto no sistema separador absoluto mencionado no item 5.1.

A figura abaixo apresenta a classe do Dilúvio para todos os dados com relação a *Escherichia coli*.

Figura 20 - Classificação da qualidade da *Escherichia coli*



(Fonte: Gráfico do autor)

Apenas um dado foi enquadrado na classe 3, enquanto que todos os outros dados foram enquadrados na classe 4.

A grande variação deste parâmetro, verificada em todas as seções, pode estar associada à concentração de cargas geradas pela população contribuinte, principalmente no trecho final do arroio, à influência de lançamentos localizados, à ocorrência de períodos de precipitação pluviométrica e de estiagem ou ao processo natural de decaimento bacteriano (MORANDI e FARIA, 2002).

5.8 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

A tabela abaixo verifica os efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” referentes ao pH.

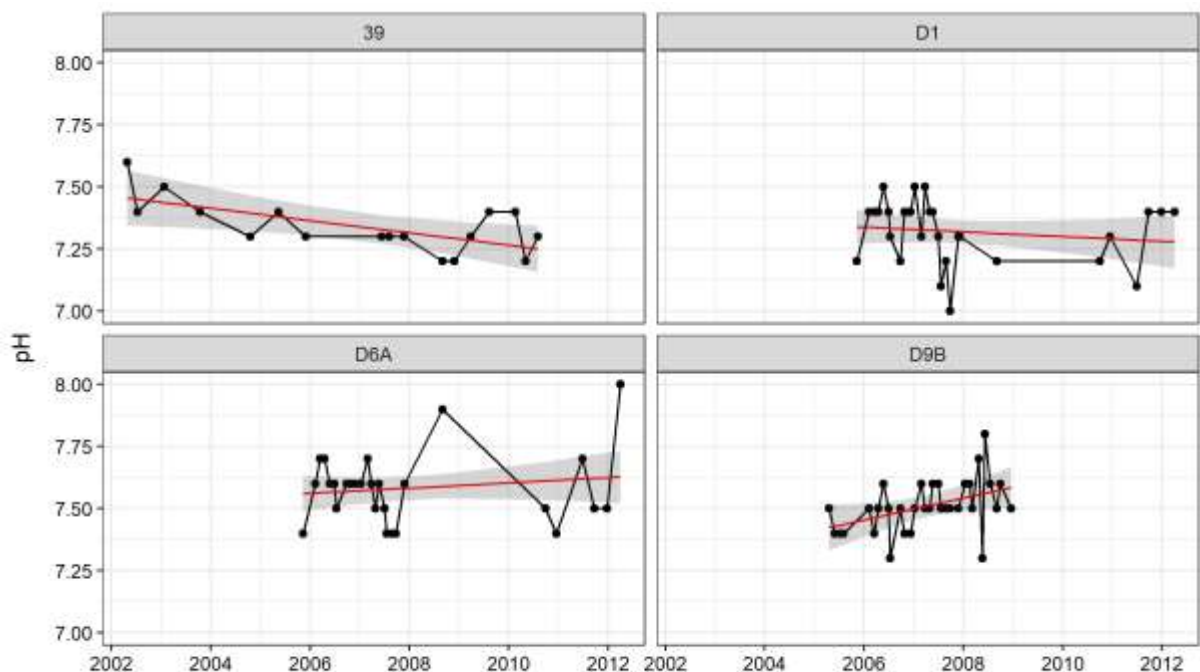
Tabela 13- Efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” quanto ao pH

Efeito	Graus de liberdade	Estatística χ^2	Valor de p
Seção	3	83,94	0,0000
dia	1	5,69	0,0170
Seção: Dia	3	11,08	0,0113

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Nota-se que foram detectados os três efeitos: “Seção: Dia” ($p=0,0113$), “Dia” ($p=0,0170$) e “Seção” ($p<0,001$). A variação da concentração do pH em relação ao tempo é mostrada nos gráficos da figura 21.

Figura 21 - pH x Tempo



(Fonte: Imagem do autor)

A partir do que foi analisado nos gráficos da figura acima foi possível estimar que:

- a) A cada 2 anos, o pH da seção 39 reduz, em média, 0,05 unidades ($p = 0,019$);
- b) A cada 2 anos, o pH da seção D9B aumenta, em média, 0,09 unidades ($p = 0,035$);
- c) Não foram detectadas diferenças na inclinação da reta do pH nas seções D1 ($p = 0,417$) e D6A ($p = 0,359$).

Como foi detectada a interação “Seção: Dia” ($p=0,0113$), a comparação deve ser feita utilizando os dados que estão dentro do período medido que seja comum à todas as seções. Isso significa que foi feita uma tabela de comparação múltipla para cada ano em comum entre as quatro seções, ou seja, de 2006 até 2009. Essas comparações foram feitas com base no mês de março de cada ano.

Tabela 14 - Comparações múltiplas para o pH em 2006

	39	D1	D6A	D9B
39	[7.36]	1.000	<.0001	0.0857
D1	0.0228	[7.34]	<.0001	0.0259
D6A	-0.2052	-0.2280	[7.56]	0.1652
D9B	-0.1058	-0.1286	0.0994	[7.46]

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Tabela 15 - Comparações múltiplas para o pH em 2007

	39	D1	D6A	D9B
39	[7.33]	1.000	<.0001	<.0001
D1	0.00793	[7.33]	<.0001	<.0001
D6A	-0.23960	-0.24753	[7.57]	0.3179
D9B	-0.17301	-0.18093	0.06659	[7.51]

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Tabela 16 - Comparações múltiplas para o pH em 2008

	39	D1	D6A	D9B
39	[7.31]	1.000	<.0001	<.0001
D1	-0.00692	[7.32]	<.0001	<.0001
D6A	-0.27401	-0.26709	[7.58]	1.000
D9B	-0.24018	-0.23326	0.03383	[7.55]

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Tabela 17 - Comparações múltiplas para o pH em 2009

	39	D1	D6A	D9B
39	[7.29]	1.000	<.0001	<.0001
D1	-0.02178	[7.31]	<.0001	<.0001
D6A	-0.30843	-0.28665	[7.60]	1.000
D9B	-0.30736	-0.28558	0.00107	[7.59]

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Apesar das variações e diferenças detectadas, seus valores em termos absolutos não afetam de forma significativa a qualidade da água, pois todos os dados estiveram dentro do padrão de qualidade exigido pelo CONAMA, ou seja, entre 6 e 9.

5.9 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO

No parâmetro da DBO₅, os três efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” foram detectados. Portanto, a interpretação é similar ao procedimento feito para o parâmetro do pH.

A tabela 18 demonstra que há presença dos três efeitos: “Seção: Dia” ($p = 0,0018$), “Dia” ($p = 0,0446$) e “Seção” ($p = 0,0262$).

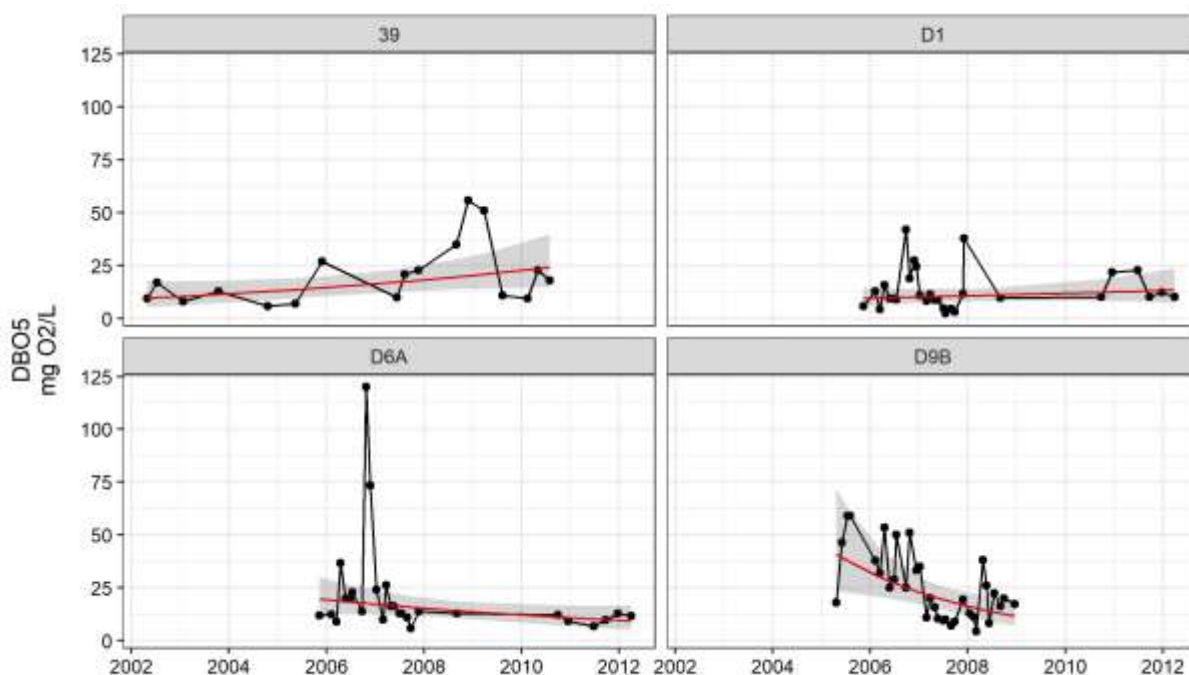
Tabela 18 - Efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” quanto a DBO₅

Efeito	Graus de liberdade	Estatística χ^2	Valor de p
Seção	3	9,25	0,0262
dia	1	4,04	0,0446
Seção: Dia	3	14,99	0,0018

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Os gráficos da figura apresentada a seguir mostram a variação da concentração do parâmetro DBO₅ em relação ao tempo.

Figura 22 - DBO₅ x Tempo



(Fonte: Imagem do autor)

Pode-se estimar que a cada 2 anos, a DBO₅ mg O₂/L da seção 39 aumenta, em média, 24,0% ($p = 0,0473$). Estima-se também que a cada 2 anos, a DBO₅ mg O₂/L da seção D9B reduz, em média, 48,3% ($p = 0,0082$).

Não foram detectadas diferenças na inclinação da reta de DBO₅ nas seções D1 ($p = 0,399$) e D6A ($p = 0,0717$).

Quanto à comparação das seções, ressalta-se que a DBO₅ foi uma das variáveis em que se utilizou a transformação logarítmica. Portanto, nas suas tabelas de comparações múltiplas o triângulo inferior representa a medida relativa da seção da coluna com a linha, ou seja, quantas vezes a concentração do parâmetro da seção da coluna é maior/menor que a da seção da linha da tabela.

Tabela 19 - Comparações múltiplas para DBO₅ em 2006

	39	D1	D6A	D9B
39	[15.04]	0.5327	1.000	0.0371
D1	1.541	[9.76]	0.1192	0.0005
D6A	0.795	0.516	[18.91]	0.5891
D9B	0.504	0.327	0.634	[29.82]

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Tabela 20 - Comparações múltiplas para DBO₅ em 2007

	39	D1	D6A	D9B
39	[16.7]	0.1771	1.000	1.000
D1	1.628	[10.3]	0.1842	0.0043
D6A	0.992	0.610	[16.9]	1.000
D9B	0.781	0.480	0.787	[21.4]

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Tabela 21 - Comparações múltiplas para DBO₅ em 2008

	39	D1	D6A	D9B
39	[18.6]	0.0884	1.000	1.000
D1	1.718	[10.9]	0.6169	0.7871
D6A	1.238	0.720	[15.1]	1.000
D9B	1.209	0.704	0.977	[15.4]

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Tabela 22 - Comparações múltiplas para DBO₅ em 2009

	39	D1	D6A	D9B
39	[20.8]	0.1018	0.4796	0.4211
D1	1.814	[11.4]	1.000	1.000
D6A	1.544	0.851	[13.4]	1.000
D9B	1.873	1.032	1.213	[11.1]

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Os níveis de DBO_5 para a seção 39 apresentaram uma tendência de aumento durante o período analisado, indicando crescimento no aporte de matéria orgânica naquele local e/ou na região logo a montante.

A seção D6A apresentou comportamento oposto ao da seção 39. Seus níveis de DBO_5 diminuíram no decorrer do tempo, o que pode indicar uma melhora na capacidade de autodepuração naquele trecho, ou a própria diminuição no aporte de matéria orgânica em suas imediações. A segunda explicação é mais plausível, considerando-se que os níveis de OD nesta seção não tiveram mudanças significativas ao longo do tempo em termos estatísticos.

A seção D9B teve o comportamento esperado, obedecendo a relação inversa entre DBO_5 e OD, ou seja, a diminuição da demanda bioquímica de oxigênio acompanha o aumento do oxigênio dissolvido. Essa diminuição também pode ser explicada pela implantação das ligações de esgoto no sistema separador absoluto mencionado no item 5.1.

A seção D1 apresentou as menores médias do parâmetro DBO_5 . Mesmo assim, os níveis apresentados indicam presença significativa de matéria orgânica, que pode ser associada às ocupações irregulares que despejam esgoto doméstico no entorno dessa seção.

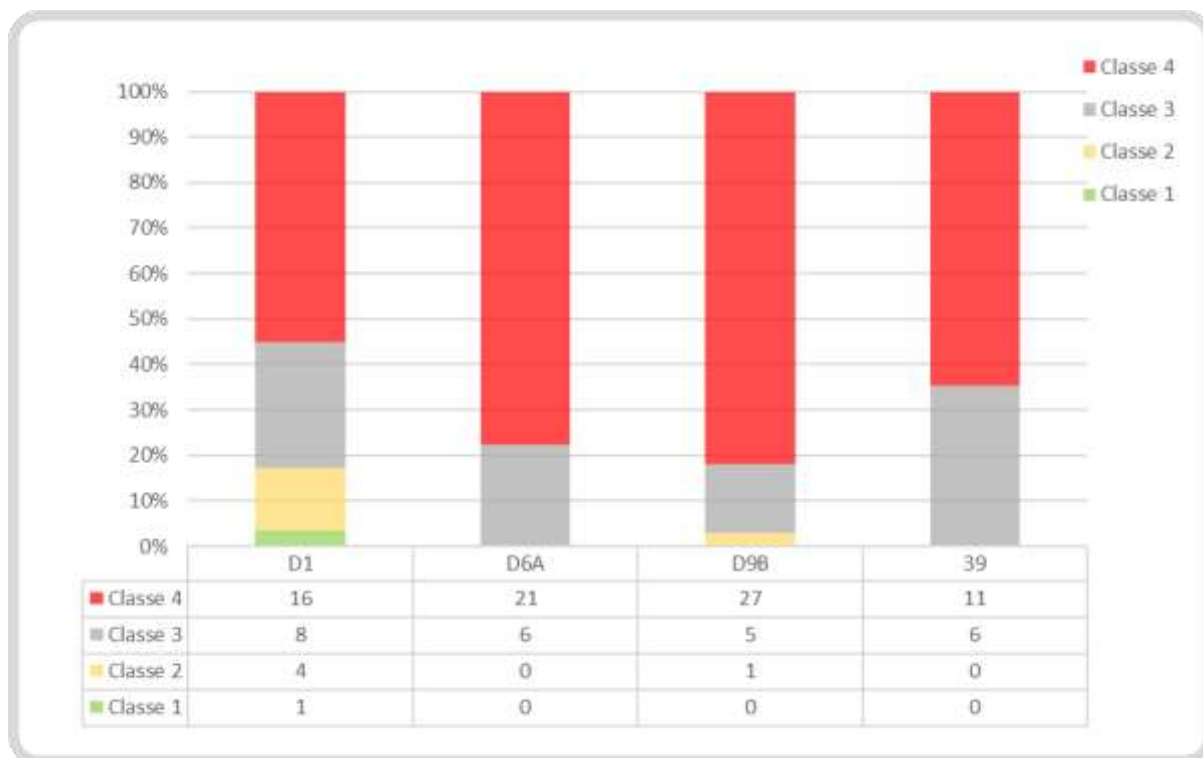
Morandi e Faria (2002) encontraram um maior aporte de cargas poluentes e diminuição da capacidade de autodepuração no trecho final do arroio e que os níveis mais altos de DBO_5 se mantiveram a partir da seção D9B até o fim do percurso.

No presente estudo, o que se verificou foram aumentos progressivos de DBO_5 entre as seções D1 e D9B e redução significativa entre as seções D9B e 39 no ano de 2006. No ano de 2009, os níveis de DBO_5 se mantiveram similares desde a seção D1 até a seção D9B, enquanto que entre a seção D9B e a seção 39 houve um aumento significativo.

Sendo assim, nota-se a diferença no comportamento dos níveis de DBO_5 entre os dois trabalhos quanto ao trecho final (à jusante da seção D9B). Além disso, a média na seção 39 encontrada por Morandi e Faria (2002) foi significativamente maior do que a média obtida do presente estudo para a mesma seção, o que pode indicar diminuição do despejo de esgoto doméstico no arroio Dilúvio.

O gráfico da figura abaixo apresenta a classificação da qualidade do Dilúvio para DBO.

Figura 23 - Classificação da qualidade da DBO



(Fonte: Imagem do autor)

Pela figura acima, nota-se que a maior parte dos dados foram enquadrados como classe 4, seguido pela classe 3. Apenas um dado da seção D1 foi enquadrado na classe 1. Isso confirma a poluição por matéria orgânica no corpo hídrico, contribuindo significativamente para a degradação da qualidade de sua água.

5.10 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA)

A tabela 23 mostra a verificação dos efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção: Dia” em relação ao índice de qualidade da água, o IQA.

Tabela 23 - Efeitos “Seção”, “Dia” e “Seção:Dia” quanto ao IQA

Efeito	Graus de liberdade	Estatística χ^2	Valor de p
Seção	3	10,27	0,0164
dia	1	0,64	0,4255
Seção: Dia	3	5,78	0,1228

(Fonte: Elaborado pelo autor)

A partir das estatísticas obtidas, observa-se que não foi detectado um efeito de interação (Seção: Dia), isto é, não se detectou que o comportamento do IQA ao longo do tempo é diferente entre as seções ($p = 0,1228$). Também não foram detectadas diferenças no nível do IQA ao longo do tempo ($p = 0,4255$). No entanto, foram detectadas diferenças no nível do IQA entre as seções ($p < 0,0164$).

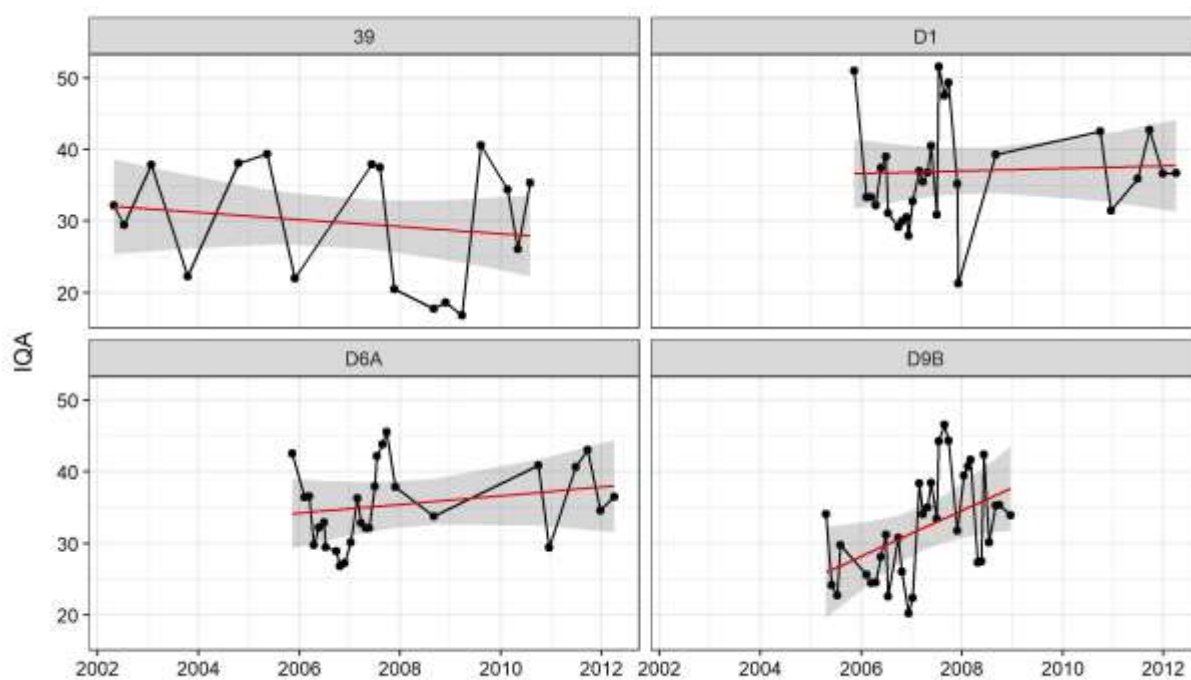
A tabela a seguir mostra uma matriz de comparações múltiplas do IQA entre as seções.

Tabela 24 - Tabela de comparações múltiplas do IQA

	39	D1	D6A	D9B
39	[29.4]	0.0173	0.1271	0.6919
D1	-7.47	[36.9]	10.000	0.7637
D6A	-5.74	1.73	[35.2]	1.000
D9B	-3.84	3.63	1.90	[33.3]

Os gráficos da figura 24 demonstram a variação do IQA no decorrer do tempo.

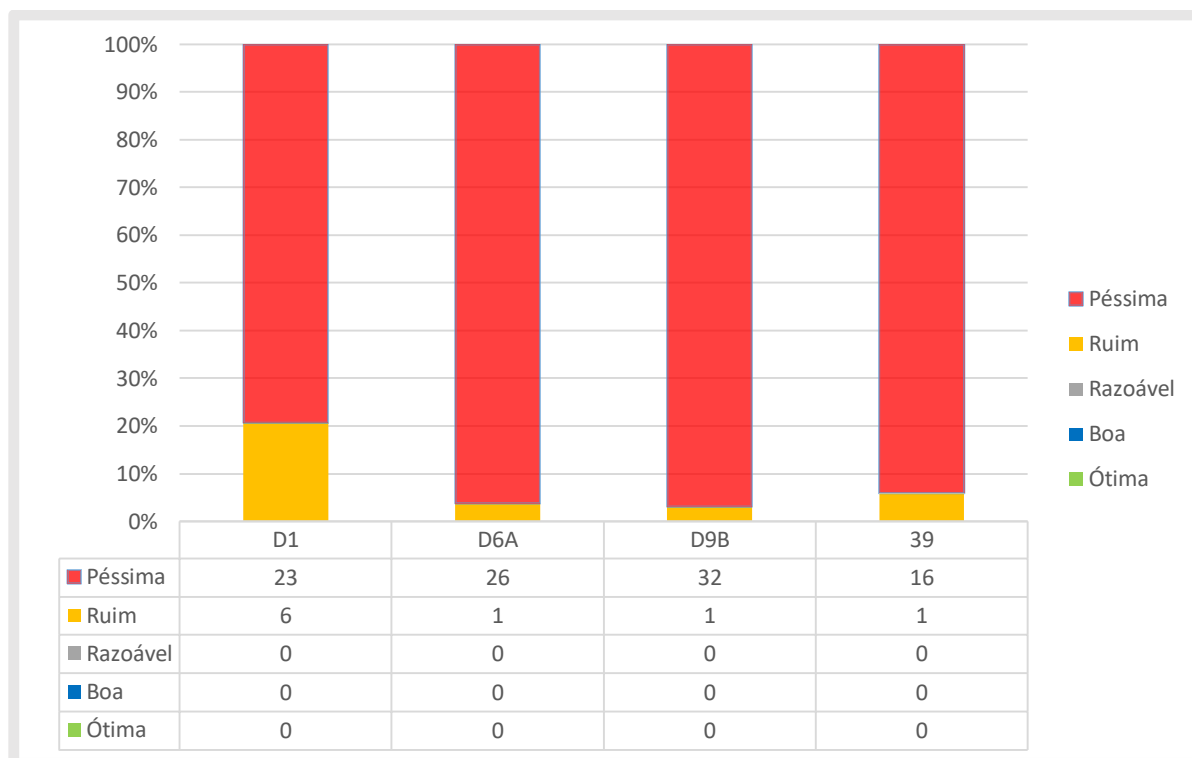
Figura 24 - IQA x Tempo



(Fonte: Imagem do autor)

A classificação do IQA para cada amostra é apresentada no gráfico da figura 25.

Figura 25 - Classificação do IQA para cada amostra



(Fonte: Imagem do autor)

Nota-se que todas as amostras foram enquadradas como "Ruim" ou "Péssima" na classificação do IQA.

5.11 ASSOCIAÇÃO ENTRE A CHUVA ACUMULADA E AS CONCENTRAÇÕES DOS PARÂMETROS

Foi avaliada a influência da chuva das seguintes maneiras: Chuva ocorrida no dia da coleta, no dia anterior ao dia da coleta, 2 dias precedentes ao dia da coleta e a chuva acumulada total ocorrida nesses três períodos até o momento de cada coleta.

5.11.1 Chuva total acumulada

A tabela abaixo mostra os valores da influência do volume total de chuva para cada uma das variáveis em que não foi aplicada a transformação logarítmica:

Tabela 25 - Chuva total x parâmetros (sem transformação logarítmica)

Variável	Aumento/ redução absoluta	Erro padrão	Estatística t	Valor de p
pH	-0,0001	0,001	-0,12	0,9050
Temperatura (°C)	-0,0747	0,027	-2,74	0,0073
OD (mg O ₂ /L)	0,0878	0,014	6,25	< 0,0001
NT (mg N/L)	-0,0860	0,035	-2,43	0,0170
IQA	0,2658	0,052	5,07	< 0,0001

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Pela tabela 25, observa-se que pode haver um efeito da chuva sobre os níveis de oxigênio dissolvido, temperatura, NT e do IQA.

Estima-se que para cada aumento de 1 mm no volume de chuva acumulada a temperatura da água reduz, em média, 0,0747 °C ($p = 0,0073$).

Quanto ao oxigênio dissolvido, estima-se que para cada aumento de 1 mm no volume de chuva acumulada o OD aumenta, em média, 0,0878 mg O₂/L ($p < 0,0001$).

Quanto ao NT estima-se a diminuição de 0,086 mgN/L para cada aumento de 1mm no volume de chuva acumulada ($p=0,017$).

O índice IQA mostrou que há um aumento de 0,2658 na sua pontuação para cada aumento de 1mm no volume de chuva acumulada ($p<0,0001$).

Abaixo é apresentada a tabela que mostra a influência do volume total da chuva sobre aqueles parâmetros nos quais aplicou-se a transformação logarítmica.

Tabela 26 - Chuva total x parâmetros (com transformação logarítmica)

Variável	Aumento/ redução relativa	Erro padrão	Estatística t	Valor de p
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	-1,30%	0,005	-2,57	0,0118
PT (mgP/L)	-2,58%	0,005	-5,35	0,0000
ST (mg/L)	-0,56%	0,002	-2,54	0,0126
Ecoli (NMP/100mL)	0,55%	0,009	0,62	0,5378
Turbidez (UNT)	0,87%	0,005	1,89	0,0621

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Estima-se que para cada aumento de 1 mm no volume de chuva acumulada, a DBO₅ reduz, em média, 1,30% ($p = 0,0118$).

Quanto ao fósforo total, estima-se que para cada aumento de 1 mm no volume de chuva acumulada, o nível do parâmetro reduz 2,58% ($p < 0,001$).

Os sólidos totais tiveram uma redução de 0,56% para cada aumento de 1mm no volume de chuva acumulada ($p = 0,0126$).

A chuva pode contribuir positivamente para a diluição da matéria orgânica, o que explicaria a diminuição das concentrações de DBO₅, fósforo total, sólidos totais e aumento dos níveis de oxigênio dissolvido.

Não foi encontrada associação entre a chuva total acumulada e o parâmetro *Escherichia Coli*. O mesmo se aplica para turbidez.

5.11.2 Chuva ocorrida no dia, 24 horas e 48 horas antes do dia da coleta

A tabela abaixo mostra os valores da influência da chuva ocorrida no dia da coleta, assim como nas 24 horas e 48 horas anteriores ao dia da coleta para cada uma das variáveis em que não foi aplicada a transformação logarítmica:

Tabela 27 - Chuvas parceladas x Parâmetros (sem transformação logarítmica)

Variável	Momento	Aumento/ redução absoluta	Erro padrão	Estatística t	Valor de p
pH	48 horas	-0,0008	0,002	-0,412	0,6812
	24 horas	-0,0005	0,002	-0,270	0,7881
	No dia	0,0121	0,006	1,940	0,0553
Temp. (°C)	48 horas	-0,0910	0,047	-1,919	0,0580
	24 horas	-0,0903	0,048	-1,884	0,0626
	No dia	0,0091	0,164	0,055	0,9560
OD (mg O₂/L)	48 horas	0,0942	0,025	3,719	0,0003
	24 horas	0,1104	0,025	4,358	< 0,0001
	No dia	-0,0140	0,077	-0,181	0,8564
NT (mg N/L)	48 horas	-0,0833	0,065	-1,277	0,2047
	24 horas	-0,1118	0,064	-1,735	0,0860
	No dia	0,0789	0,197	0,401	0,6893
IQA	48 horas	0,2547	0,090	2,823	0,0058
	24 horas	0,3028	0,089	3,421	0,0009
	No dia	0,0676	0,294	0,230	0,8187

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Estima-se que para cada aumento de 1 mm no volume de chuva no penúltimo dia antes da coleta o OD aumenta, em média, 0,0942 mg O₂/L (p = 0,0003). Quanto à chuva ocorrida no último dia antes da coleta o OD aumenta, em média, 0,1104 mg O₂/L (p < 0,0001). Não foi detectado associação da chuva no dia da coleta com o OD mg O₂/L (p = 0,8564).

Estima-se que o IQA aumente sua pontuação em 0,3028 para chuva ocorrida no dia anterior ao dia da coleta (p=0,0009). Na chuva ocorrida no penúltimo dia antes do dia da coleta, esse aumento é de 0,2547 (p=0,0058).

Não foram detectadas associações entre a chuva e os parâmetros NT, temperatura da água e pH nesse tipo de análise.

Os resultados podem indicar que o oxigênio dissolvido pode ser mais sensível à ocorrência da chuva do que os parâmetros NT e temperatura, pois estes dois últimos mostraram relação apenas com a chuva acumulada total mostrada no item 5.11.1.

A tabela abaixo mostra os valores da influência da chuva ocorrida no dia da coleta, assim como nas 24 horas e 48 horas anteriores ao dia da coleta para cada uma das variáveis em que foi aplicada a transformação logarítmica.

Tabela 28 - Chuvas parceladas x Parâmetros (com transformação logarítmica)

Variável	Momento	Aumento/ redução relativa	Erro padrão	Estatística t	Valor de p
DBO₅ (mg O₂/L)	48 horas	-1,39%	0,009	-1,495	0,1382
	24 horas	-1,54%	0,009	-1,670	0,0982
	No dia	+1,82%	0,028	0,635	0,5273
PT (mgP/L)	48 horas	-2,40%	0,009	-2,765	0,0068
	24 horas	-3,45%	0,009	-4,103	0,0001
	No dia	-1,09%	0,026	-0,416	0,6781
ST (mg/L)	48 horas	-0,59%	0,004	-1,509	0,1346
	24 horas	-0,84%	0,004	-2,129	0,0359
	No dia	+3,14%	0,012	2,495	0,0143
Ecoli (NMP/100mL)	48 horas	+0,01%	0,016	0,003	0,9974
	24 horas	+1,47%	0,016	0,904	0,3682
	No dia	-10,69%	0,050	-2,255	0,0265
Turb (UNT)	48 horas	+0,00%	0,008	0,000	0,9999
	24 horas	+2,17%	0,008	2,773	0,0067
	No dia	-5,78%	0,021	-2,790	0,0064

(Fonte: Elaborado pelo autor)

Estima-se que para cada aumento de 1 mm no volume de chuva ocorrido no penúltimo dia antes da coleta, o fósforo total reduz, em média, 2,40% ($p = 0,0068$). Quanto à chuva ocorrida no dia anterior à coleta, estima-se que cada aumento de 1 mm reduz, em média, 3,45% o PT ($p=0,0001$). Não foi detectado associação da chuva no dia da coleta com o PT ($p = 0,6781$).

Estima-se uma redução de 0,84% nos níveis de ST para cada aumento de 1mm no volume de chuva do dia anterior à coleta ($p=0,0359$). Quanto à chuva ocorrida no dia da coleta, estima-se um aumento de 3,14% nos níveis de ST, enquanto que para a chuva 48 horas antes da coleta não foi detectado associação ($p=0,1346$).

Esses resultados relativos aos sólidos totais, demonstram que as precipitações exercem ora função de diluição de poluente, ora de arraste de material e sedimentos (BASSO *et al.*, 2012).

O parâmetro *Ecoli* teve uma forte associação com a chuva que ocorre no dia da coleta, pois estima-se que a cada aumento de 1mm no volume de chuva, reduz-se 10,69% os níveis desse parâmetro. A ocorrência da chuva pode contribuir para diluição da matéria orgânica de origem fecal presente na água.

Estima-se que para cada aumento de 1mm no volume de chuva no dia anterior à coleta, a turbidez aumente 2,17% ($p=0,0067$). Quanto a chuva ocorrida no dia da coleta, estima-se uma diminuição de 5,78% ($p=0,0064$), enquanto que para a chuva do penúltimo dia antes da coleta não foi detectada associação ($p=0,99$).

Não foi detectada nenhuma associação entre chuva e DBO_5 nesse tipo de análise.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E SUGESTÕES

O trabalho conseguiu atingir os seus objetivos (geral e específicos) ao obter dados do DMAE que permitiram analisar a qualidade do arroio Dilúvio por um período significativo nas quatro seções desejadas. A quantidade e qualidade dos dados obtidos demonstraram ser suficientes para que as análises feitas nesse trabalho tivessem uma representatividade significativa na caracterização da qualidade da água do arroio.

A revisão bibliográfica feita no capítulo 3 foi importante para discutir os resultados, pois a abordagem teórica fundamentou toda a discussão e permitiu que se identificassem e/ou deduzissem várias relações de causa e efeito entre os principais tipos de poluição e os resultados obtidos de cada variável (os nove parâmetros e o próprio IQA).

Sendo assim, pode-se notar que a implantação de interceptores de esgoto e o lançamento de redes coletoras contribuíram para a melhora da qualidade da água entre os dados obtidos por Morandi e Faria (2002) e o presente estudo. Os níveis de *E.coli* encontrados por essas autoras foram significativamente superiores aos níveis encontrados no presente trabalho para todas as quatro seções.

A seção D9b foi a localidade que mais evidenciou esse efeito positivo do esgotamento, pois os parâmetros DBO5, *E.coli* e nitrogênio total reduziram e o OD aumentou suas concentrações no período analisado neste trabalho.

No entanto, dentro do período analisado desta pesquisa a classificação do IQA praticamente não se alterou no decorrer do período. Isso também pode indicar que no aspecto geral da qualidade da água do arroio, a ampliação do esgotamento nas últimas décadas não foi o suficiente para compensar a evolução da urbanização na bacia contribuinte.

Mesmo que tenha redes coletoras e interceptores de esgoto em várias regiões do município de Porto Alegre, o despejo de esgoto doméstico ainda é comum pois muitas pessoas não efetuaram as ligações do esgoto à rede coletora sanitária, mantendo seus efluentes ligados à rede pluvial, que os conduz diretamente para o Arroio Dilúvio.

Quanto à chuva, notou-se que a mesma se apresentou como um agente de diluição da matéria orgânica, principalmente aquela oriunda do esgoto cloacal, pois a *Escherichia coli* foi o parâmetro que teve maior queda em seus níveis quando relacionados à ocorrência de chuva.

Em contrapartida, a chuva também atuou no arraste de partículas/material das ruas para dentro do arroio, dado que os níveis de turbidez aumentaram com a ocorrência de chuva em dia anterior a coleta. Já a chuva ocorrida no dia da coleta tinha um efeito contrário, pois os níveis de turbidez diminuíram, o que mostra mais uma vez a capacidade de diluição que eventos pluviométricos têm sobre alguns parâmetros.

Os parâmetros *Ecoli* e DBO_5 foram os que mais apresentaram dados nas classes “Ruim” e “Péssima”, contribuindo negativamente e de forma significativa na classificação do IQA. Isso mostra que o esgoto doméstico ainda é a principal fonte de poluição do arroio Dilúvio e impede que o mesmo seja utilizado para fins mais nobres.

Por fim, fica como sugestão para trabalhos futuros a análise de amostras mais recentes do arroio Dilúvio, preferencialmente dos últimos cinco anos, para que se mantenha um histórico de análises da qualidade da água deste arroio. Isto deve ajudar entidades públicas na tomada de decisões e medidas no intuito de melhorar a qualidade desta água.

Além disso, sugere-se também que sejam feitas análises da presença de micro e nano plásticos no arroio, uma vez que esse tipo de poluição tem se tornado alvo de pesquisa e preocupação emergente na comunidade científica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, A. S. DE; MEDRONHO, R. DE A.; VALENCIA, L. I. O. Spatial analysis of dengue and the socioeconomic context of the city of Rio de Janeiro (Southeastern Brazil). **Revista de Saúde Pública**, v. 43, n. 4, p. 666–673, ago. 2009.
- ALMEIDA, M.; SCHWARZBOLD, A. Avaliação Sazonal da Qualidade das Águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com Aplicação de um Índice de Qualidade de Água (IQA). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 1, p. 81–97, 2003.
- ALVIM, A. T. B.; BRUNA, G. C.; KATO, V. R. C. Políticas ambientais e urbanas em áreas de mananciais: interfaces e conflitos. **Cadernos metrópole**, p. 23, 2008.
- ANA (AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS). **Indicadores de qualidade: Índice de qualidade das águas (IQA)**. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. Acesso em: 3 dez. 2020.
- ANA (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2019: informe anual / Agência Nacional de Águas**. Brasília, DF: ANA, 2019.
- ANA (Agência Nacional de Águas). **ODS 6 no Brasil: visão da ANA sobre os indicadores / Agência Nacional de Águas**. – Brasília: ANA, 2019b.
- ANA (Agência Nacional de Águas). **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil / Agência Nacional de Águas, Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos**. - Brasília: ANA, SPR, 2005.
- ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596–1605, ago. 2011.
- BASSO, L. A.; MOREIRA, L. G. R.; PIZZATO, F. A influência da precipitação na concentração e carga de sólidos em cursos d'água urbanos: o caso do arroio Dilúvio, Porto Alegre-RS. **Geosul**, [s. l.], v. 26, n. 52, p. 145, 2012.
- BASTOS, I. C. DE O. **Avaliação do Índice de Qualidade da Água no Ribeirão Capim, médio Rio Doce - Governador Valadares, MG**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental—Ouro Preto, MG: Universidade Federal de Ouro Preto, 2007.
- BOYACIOGLU, H. Development of a water quality index based on a European classification scheme. **Water SA**, v. 33, n. 1, 8 dez. 2009.
- BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para assuntos jurídicos. **Lei nº 6938**, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, DF, 1981 Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6938.htm>. Acesso em: 22 ago. 2020.
- BURTON, G. A. B.; PITT, R. **Stormwater Effects Handbook: A Toolbox for Watershed Managers, Scientists, and Engineers**. [s.l.] CRC Press, 2001.

CAIXETA, D.; CAIXETA, F.; MENEZES FILHO, F. NANO E MICROPLÁSTICOS NOS ECOSISTEMAS: IMPACTOS AMBIENTAIS E EFEITOS SOBRE OS ORGANISMOS. **Enciclopédia Biosfera**, v. 15, n. 27, p. 19–34, 20 jun. 2018.

CAMPBELL, N. *et al.* **Diffuse Pollution: An introduction to the problems and solutions**. [s.l.] IWA Publishing, 2005.

CARPENTER, S. R. *et al.* **Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen**. *Ecological Applications*, v. 8, n. 3, p. 559–568, 1 ago. 1998.

CARVALHO, E. N. *et al.* ADEQUAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA DA “NATIONAL SANITATION FOUNDATION” (NSF), DOS ESTADOS UNIDOS, À REALIDADE BRASILEIRA. **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental**, p. 13, 2005.

CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO) (ÚLTIMO). **Qualidade das águas interiores do estado de São Paulo -Apêndice D-Índices de Qualidade das águas**. São Paulo, 2020.

CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo-Apêndice E-Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. São Paulo, 2020b.

CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). **Temperatura da Água | Mortandade de Peixes**. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/alteracoes-fisicas-e-quimicas/temperatura-da-agua/>>. Acesso em: 21 dez. 2020c.

CONAMA (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília-DF, 2005.

CONAMA (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília-DF, 2011.

COSTA, J. P. DA *et al.* (Nano)plastics in the environment – Sources, fates and effects. **Science of The Total Environment**, v. 566–567, p. 15–26, out. 2016.

COSTA, L.L.; CEBALLOS, B.S.O.; CELEIDE, M.B.S.; CAVALCANTI, M.L.F. **Eficiência de wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colífagos e bacteriófagos**. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*. v.3, Paraíba, n.1, 2003.

DARIVA, V. *et al.* QUALIDADE MICROBIOLÓGICA DE ÁGUAS TRATADAS E NÃO TRATADAS NA REGIÃO NORDESTE DO RIO GRANDE DO SUL. **Infarma-Ciências Farmacêuticas**, v. 16, p. 2, 2004.

DEBELS, P. *et al.* Evaluation of Water Quality in the Chillán River (Central Chile) Using Physicochemical Parameters and a Modified Water Quality Index. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 110, n. 1–3, p. 301–322, nov. 2005.

DELETIC, A. **The first flush load of urban surface runoff**. *Water Research*, v. 32, n. 8, p. 2462–2470, 1 ago. 1998.

DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, n. 9, p. 842–852, set. 2002.

DMAE. **A melhoria da qualidade da água do Arroio Dilúvio sub-bacia D-11, Porto Alegre/RS) e sua relação com as ligações de esgoto no sistema separador absoluto do DMAE**. Porto Alegre: DMAE (Departamento municipal de água e esgoto), 2009.

DMAE. **Plano diretor de esgotos**. 5. ed. Porto Alegre: [s. n.], 2010. *E-book*. Disponível em: http://lproweb.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/dmae/usu_doc/pde_2009_revisao_5.pdf. Acesso em: 17 ago. 2020.

ESTEVES, F. DE A. **Fundamentos de Limnologia**. 2^a ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FEPAM(FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER/RS)- DEPARTAMENTO DE QUALIDADE AMBIENTAL (DQA). **RELATÓRIO DA QUALIDADE DA ÁGUA SUPERFICIAL DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL**. Porto Alegre/RS-2020

FERREIRA, N. C. **Aplicação de Índices de Qualidade de Água como apoio à piscicultura marinha**. Dissertação de Mestrado em Aquicultura—[s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA, 2009.

FIA, R. *et al.* Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 267–275, 2015.

FLAUZINO, R. F.; SOUZA-SANTOS, R.; OLIVEIRA, R. M. DE. Socio-environmental indicators for dengue surveillance in the local level. **Saúde e Sociedade**, v. 20, n. 1, p. 225–240, mar. 2011.

GALL, S. C.; THOMPSON, R. C. The impact of debris on marine life. **Marine Pollution Bulletin**, v. 92, n. 1–2, p. 170–179, mar. 2015.

GRADVOHL, S. T. DE S.; SILVA, M. E. R. DA; NETO, F. DAS C. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS NA REGIÃO METROPOLITANA DE FORTALEZA-CE: estudo de caso dos açudes Gavião, Pacoti e Riachão. **XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 2007.

GREEN, D. S. *et al.* Impacts of Discarded Plastic Bags on Marine Assemblages and Ecosystem Functioning. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 9, p. 5380–5389, 5 maio 2015.

GUIMARÃES, R. Z. **Avaliação da qualidade de água no processo de recuperação de áreas de plantio de Pinus taeda em APP na bacia do rio Campinas – Joinville – SC**.

Dissertação de mestrado em Ciências florestais—Curitiba-PR: UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ, 2012.

GUPTA, K.; SAUL, A. J. **Specific relationships for the first flush load in combined sewer flows**. *Water Research*, v. 30, n. 5, p. 1244–1252, 1 maio 1996.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Síntese de indicadores sociais: Uma análise das condições de vida da população brasileira- 2016**. Rio de Janeiro: IBGE, 2016.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Relatório de Monitoramento de das águas superficiais na bacia do rio Paraíba do sul em 2003**. Belo Horizonte: IMGA, 2004.

IQBAL, K.; AHMAD, S.; DUTTA, V. Pollution mapping in the urban segment of a tropical river: is water quality index (WQI) enough for a nutrient-polluted river? **Applied Water Science**, v. 9, n. 8, p. 197, nov. 2019.

KUUSEMETS, V., MANDER, U. **Ecotechnological measures to control nutrient losses from catchments**. *Wat. Sci. Tech.*, v.40, n.10, p195-202, 1999

LANGANKE, R. **Eutrofização - Conservação para Ensino Médio**. Disponível em: <http://ecologia.ib.usp.br/lepac/conservacao/ensino/des_eutro.htm>. Acesso em: 12 ago. 2020.

LEBRETON, L. C. M. *et al.* River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, p. 15611, ago. 2017.

LEE, J. H. *et al.* **First flush analysis of urban storm runoff**. *Science of The Total Environment*, v. 293, n. 1, p. 163–175, 3 jul. 2002.

LEMONS, C. A. **QUALIDADE DA ÁGUA DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA INSERIDA NA RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA, MAQUINÉ, RIO GRANDE DO SUL, BRASIL**. Programa de pós-graduação em Ecologia, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre—Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2003.

LEMONS, M. DE; FERREIRA NETO, M.; DIAS, N. DA S. Spatial variability and seasonality of the water quality in the Lagoa do Apodi Lagoon, RN, Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 2, p. 155–164, fev. 2010.

LUMB, A.; SHARMA, T. C.; BIBEAULT, J.-F. A Review of Genesis and Evolution of Water Quality Index (WQI) and Some Future Directions. **Water Quality, Exposure and Health**, v. 3, n. 1, p. 11–24, jun. 2011.

MATOS, V. V. L. DE. **Valoração de recursos ambientais: Possibilidades para o Arroio Dilúvio em Porto Alegre**. Trabalho de conclusão submetido ao Curso de Graduação em Economia da Faculdade de Ciências Econômicas—Porto Alegre/RS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2014.

MOG, W.; CAMPOS, H. Á.; PICCININI, L. S. Análise morfológica de espaços urbanos em bacias hidrográficas: um olhar sobre o entorno do Arroio Dilúvio em Porto Alegre. **Cadernos Metrópole**, v. 16, n. 31, p. 221–239, jun. 2014.

MORANDI, I. C.; FARIA, C. M. **A difícil recuperação de arroios em áreas urbanas - Arroio Dilúvio** - Porto Alegre - RS. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 3, n. 6, p. p.7-22, 2002.

ORTEGA, D. J. P.; DE CARVALHO, S. L. Avaliação dos Efeitos das Atividades Antropólicas nos Recursos Hídricos na Sub-Bacia Hidrográfica do Córrego do Ipê — SP. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, p. 12, 2013.

P. OLIVATTO, G. *et al.* Microplastics: Contaminants of Global Concern in the anthropocene. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 6, p. 1968–1989, 2018.

PAIVA, R. F. DA P. DE S.; SOUZA, M. F. DA P. DE. Associação entre condições socioeconômicas, sanitárias e de atenção básica e a morbidade hospitalar por doenças de veiculação hídrica no Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 34, n. 1, 5 fev. 2018.

PAULINO, M. B. **DIAGNÓSTICO DA RELAÇÃO ENTRE O USO DO SOLO E A QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOS SINOS – NOVO HAMBURGO – RS, COM O AUXÍLIO DE TÉCNICAS DE GEOPROCESSAMENTO**. Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Engenharia Florestal, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor Ciências Agrárias—Curitiba-PR: Universidade Federal do Paraná, 2014.

PEREIRA, R. **Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos**.pdf. Revista Eletrônica de Recursos Hídricos. IPH-UFRGS, v. 1, n. 1, p. p.20-36, 2004.

PETROLI, P. A. **ARMADILHA PARA RESÍDUOS EM BOCAS DE LOBO**. Trabalho de conclusão de curso (Graduação) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Curso de Engenharia Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2020.

PLASTICSEUROPE-ASSOCIATION OF PLASTICS MANUFACTURE. **Plastics – the Facts 2017 An analysis of European plastics production, demand and waste data**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://www.plasticseurope.org/application/files/2415/1689/2630/2017plastics_the_facts.pdf>. Acesso em: 14 jan. 2021.

PLASTICSEUROPE-ASSOCIATION OF PLASTICS MANUFACTURE. **Plastics – the Facts 2019 An analysis of European plastics production, demand and waste data**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://www.plasticseurope.org/application/files/9715/7129/9584/FINAL_web_version_Plastics_the_facts2019_14102019.pdf>. Acesso em: 14 jan. 2021.

PRÜSS-ÜSTÜN, A. *et al.* **Preventing disease through healthy environments: a global assessment of the burden of disease from environmental risks**. Second edition ed. Geneva, Switzerland: World Health Organization, 2016.

PURI, P. J. *et al.* **SURFACE WATER (LAKES) QUALITY ASSESSMENT IN NAGPUR CITY (INDIA) BASED ON WATER QUALITY INDEX**. Rasayan Journal Chemistry, v. 4, n. 1, p. 6, 2011.

- RASELLA, D. Impact of the Water for All Program (PAT) on childhood morbidity and mortality from diarrhea in the Bahia State, Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 29, n. 1, p. 40–50, jan. 2013.
- RESENDES, A. P. DA C. *et al.* Determinação de áreas prioritárias para ações de controle da dengue. **Revista de Saúde Pública**, v. 44, p. 274–282, abr. 2010.
- REVEL, M.; CHÂTEL, A.; MOUNEYRAC, C. Micro(nano)plastics: A threat to human health? **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 1, p. 17–23, fev. 2018.
- SÁ, L. L. C. DE *et al.* **Qualidade microbiológica da água para consumo humano em duas áreas contempladas com intervenções de saneamento** - Belém do Pará, Brasil. *Epidemiologia e Serviços de Saúde*, v. 14, n. 3, p. 171–180, set. 2005.
- SAID, A.; STEVENS, D. K.; SEHLKE, G. An Innovative Index for Evaluating Water Quality in Streams. **Environmental Management**, v. 34, n. 3, p. 406–414, set. 2004.
- SANTOS, J. *et al.* **A qualidade da água para o consumo humano: Uma discussão necessária.** *Revista Brasileira de Gestão Ambiental GVAA - Grupo Verde de Agroecologia e Abelhas - Pombal - PB*, v. 7, n. 2, p. 8, 2013.
- SARRIA-VILLA, R. A.; GALLO-CORREDOR, J. A. La gran problemática ambiental de los residuos plásticos: Microplásticos. p. 7, 2016.
- SILVA, A. S. D. **ECOBARREIRAS DE BAIXO CUSTO PARA RETENÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM CANAIS DE MACRODRENAGEM.** Trabalho de Diplomação a ser apresentado ao Departamento de Engenharia Civil da Escola de Engenharia—Porto Alegre: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL, 2018.
- SILVA, N. DA *et al.* **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água.** 5. ed. [s.l.] Editora Blucher, 2017.
- SIMÕES, L. B. [UNESP. **Integração entre um modelo de simulação hidrológica e Sistema de Informação Geográfica na delimitação de zonas tampão ripárias.** Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agrônomicas da UNESP, para obtenção do título de Doutor em Agronomia - Área de Concentração em Energia na Agricultura—Botucatu-SP: Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Faculdade de Ciências Agrônomicas, 9 mar. 2001.
- SINGH, K. P. *et al.* Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)—a case study. **Water Research**, v. 38, n. 18, p. 3980–3992, 1 nov. 2004.
- SOOD, A. *et al.* Assessment of bacterial indicators and physicochemical parameters to investigate pollution status of Gangetic river system of Uttarakhand (India). **Ecological Indicators**, v. 8, n. 5, p. 709–717, 1 set. 2008.
- SOUZA, M. F. DE *et al.* **Monitoramento da qualidade da água de um manancial hídrico sob influência de atividades antrópicas, no município de Pelotas, RS – BRASIL.** *Associação Brasileira de Recursos Hídricos*, p. 7, nov. 2013.

SPERLING, M. VON. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. v. 1.

TEIXEIRA, J. C.; GUILHERMINO, R. L. Analysis of association between sanitation and health in brazilian states, using secondary data from data bank indicadores e dados básicos para a saúde 2003 - IDB 2003. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 277–282, set. 2006.

TIBURTIUS, E. R. L.; PERALTA-ZAMORA, P.; LEAL, E. S. Contaminação de águas por BTXs e processos utilizados na remediação de sítios contaminados. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 441–446, jun. 2004.

TUCCI, C. E. M. **Gestão de Águas Pluviais Urbanas**. [s.l.] Ministério das Cidades – Global Water Partnership - Wolrd Bank – Unesco, 2005.

TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETTO, O. DE M. **Gestão da água no Brasil**. 2a. ed. Brasília, DF, Brasil: UNESCO, 2001.

TUCCI, C. **Gerenciamento da Drenagem Urbana**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 7, n. 1, p. 5–27, 2002.

TUCCI, C. **Plano Diretor de Drenagem Urbana: princípios e concepção**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 2, n. 2, p. 5–12, 1997.

TUCCI, C.; HESPANHOL, I.; NETTO, O. **Cenários da gestão da água no Brasil : Uma contribuição para a “Visão mundial da água”**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 5, n. 3, p. 31–43, 2000.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **NATIONAL WATER QUALITY INVENTORY**, 1994, Report to Congress. In: Office of Water. EPA 841- R-95-005. Washington, D.C. December, 1995.

VEGA, M. *et al.* **Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis**. Water Research, v. 32, n. 12, p. 3581–3592, 1 dez. 1998.

VIEIRA, P. DE C. **AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE QUALIDADE DA ÁGUA EM TEMPO SECO E DURANTE EVENTOS DE CHUVAS EM UMA MICROBACIA URBANIZADA NO MUNICÍPIO DE BELO HORIZONTE** -. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. —Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2008.

WARD, A. D.; TRIMBLE, S. W. **Environmental Hydrology**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 1995.

WENGRAT, S.; BICUDO, D.C. **Spatial evaluation of water quality in an urban reservoir (Billings Complex, southeastern Brazil)**. Acta Limnologica Brasiliensia, Rio Claro, v.23, n.2, p.200-216, 2011.

YU, D.; SHI, P.; LIU, Y.; XUN, B. **Detecting land use-water quality relationships from the viewpoint of ecological restoration in an urban area.** Ecological Engineering, Amsterdam, v.53, n.1, p.205-216, 2013.

ANEXOS

ANEXO A – Imagem aérea da macrolocalização das seções na área de estudo

ANEXO B – Equações dos cálculos dos nove parâmetros

Parâmetros	Equações
Escherichia coli	
Para $Ec \leq 10^5$ NMP/100 mL	$q1=98,24034-34,7145 \times (\log(EC))+2,614267 \times (\log(EC))^2+0,107821 \times (\log(EC))^3$
Para $Ec \geq 10^5$ NMP/100 mL	$q1=3$
Potencial Hidrogeniônico	
Para $pH \leq 2$	$q2=2$
Para $2 < pH \leq 6,9$	$q2=-37,1085+41,91277 \times (pH)-15,7043 \times (pH)^2+2,417486 \times (pH)^3-0,091252 \times (pH)^3$
Para $6,9 < pH \leq 7,1$	$q2 = -4,69365 - 21,4593 \times pH - 68,4561 \times pH^2 + 21,638886 \times pH^3 - 1,59165 \times pH^4$
Para $7,1 < pH \leq 12$	$q2 = -7,698,19 + 3,262,031 \times pH - 499,494 \times pH^2 + 33,1551 \times pH^3 - 0,810613 \times pH^4$
Para $pH \geq 12,0$	$q2=3$
Demanda Bioquímica de oxigênio	
Para $DBO \leq 30$ mg/L	$q3= 100,9571-10,7121 \times DBO + 0,49544 \times DBO^2 - 0,011167 \times DBO^3 + 0,0001 \times DBO^4$
Para $DBO > 30$ mg/L	$q3=2$
Nitrogênio total	
Para $NT \leq 10$ mg/L	$q4 = -5,1 \times N + 100,17$
Para $10 < NT \leq 60$ mg/L	$q4 = -22,853 \times \ln(N) + 101,18$
Para $60 < NT \leq 90$ mg/L	$q4 = 10^{10} \times N^{5,1161}$
Para $NT > 90$ mg/L	$q4 = 1$
Fósforo total	
Para $PT \leq 10$ mg/l	$q5=79,7 \times (P+0,821)^{-1,15}$
Para $PT > 10$ mg/l	$q5 = 5$
Turbidez	
Para $Tu \leq 100$ NTU	$q7=90,37 \times e^{(0,0169 \times Tu)} - 1,5 \times \cos(0,0571 \times (Tu-30)) + 10,22 \times e^{((-0,231 \times Tu) - 0,8)}$
Para $Tu > 100$ NTU	$q7 = 5$
Sólidos totais	
Para $ST \leq 500$ mg/L	$q8=133,17 \times e^{(-0,0027 \times ST)} - 53,17 \times e^{(-0,0141 \times ST)} + (-6,2 \times e^{(-0,00462 \times ST)} \times \sin(\pi \times 0,0146 \times ST))$
Para $ST > 500$ mg/L	$q8 = 30$
Oxigênio dissolvido (OD) mg/L	
OD% – porcentagem de oxigênio dissolvido	$\%OD = (OD/Cs) \times 100$
Cs – concentração de saturação de oxigênio dissolvido (mg/L)	$Cs = 14,62 \times e^{-0,0212 \times T} - 0,3898 \times T + 0,006969 \times T^2 - 0,00005896 \times T^3$
Para $OD \leq 100$ mg/L	$q9 = 100 (\sin(y1))^2 - ((2,5 \sin(y2) - 0,018 \times OD + 6,86) \times \sin(y3)) + 12 / (e^{y4} + e^{y5})$
	$y1=0,01396 \times OD + 0,0873$
	$y2=\pi/56 \times (OD-27)$
	$y3=\pi/85 \times (OD-15)$
	$y4=((OD-65))/10$
	$y5=(65-OD)/10$
Para $100 < OD \leq 140$ mg/L	$q9 = -0,0078 \times (OD)^2 + 1,279 \times OD + 49,88$
Para $OD > 140$ mg/L	$q9 = 47$
	*Nos cálculos de seno e cosseno, considerou-se os valores em radianos.

(Fonte: Adaptado de Instituto Mineiro de Gestão das águas , 2004)

ANEXO C – Dados brutos dos nove parâmetros

Ponto	Data	Hora	Profundidade m	Temperatura °C	pH	Turb UNT	OD mg O ₂ /L	DBO ₅ mg O ₂ /L	NT mg N/L	ST mg/L	PT mgP/L	Ecoli NMP/100mL	IQA
39	29/04/2002	09:55	1,5	20,5	7,6	5,8	2,3	9,5	10,56	436	0,9	32000	24,310
39	10/07/2002	09:45	2	14	7,4	19,8	2,8	17	7,93	216	0,88	240000	21,924
39	24/01/2003	09:05	1	22	7,5	22,2	3,9	8	7,52	197	0,55	410000	24,896
39	14/10/2003	09:25	1,2	18	7,4	10,8	0,3	13	14,34	194	1,34	190000	21,735
39	19/10/2004	10:55	1,3	19,5	7,3	90	5,6	6	7,52	215	0,76	130000	22,931
D9B	20/04/2005	09:40	0,4	21	7,5	10,3	4,9	18	10,7	283	1,01	220000	21,123
39	12/05/2005	09:45	0,8	19	7,4	14,6	5,3	7	9,31	225	1,03	170000	24,139
D9B	01/06/2005	10:25	0,3	20	7,4	18,1	4,1	46,5	17,04	274	2,13	1000000	15,861
D9B	13/07/2005	10:00	0,3	17	7,4	2,09	4,3	59	17,72	293	5,11	1200000	14,973
D9B	02/08/2005	10:50	0,3	18	7,4	6,38	3,7	59	19,4	239	3,42	1400	20,275
D1	09/01/2007	11:55	0,4	24	7,5	10,7	3,1	11	15,96	220	1,83	44000	22,660
D6A	09/01/2007	10:10	0,45	24	7,6	12,9	4,5	24	15,77	213	1,91	650000	18,810
39	26/03/2009	10:10	0,8	24	7,3	10,1	0,4	51	16,34	247	2,2	120000	16,085
39	12/08/2009	10:40	1,7	13	7,4	19,4	7,4	11	8,42	218	0,71	240000	23,649
39	18/02/2010	10:05	1,4	22,5	7,4	3,8	2,2	9,6	9,18	193	0,6	44000	26,013
39	05/05/2010	10:20	1,2	20	7,2	12,5	2,1	23	12,97	238	1,27	88000	20,153
39	03/08/2010	10:45	1,6	13	7,3	6,7	5,1	18	10,88	176	0,87	50000	22,757
D1	10/11/2005	09:50	0,5	17,5	7,2	11	6,1	6	3,79	111	0,35	19000	30,343
D6A	10/11/2005	11:05	0,45	20	7,4	11	7,5	12	7,49	137	0,7	240000	24,166
39	30/11/2005	10:40	0,7	25,5	7,3	15	1,5	27	17,53	206	2,36	240000	17,827
D1	08/02/2006	11:00	0,2	21,5	7,4	8	3,6	13	15,86	246	1,53	46000	22,445
D6A	08/02/2006	11:20	0,4	23	7,6	7	5,8	12,5	24,24	218	1,19	550000	21,410
D9B	08/02/2006	11:40	0,2	22,5	7,5	18	4,4	38	21,58	235	1,43	820000	16,217
D1	15/03/2006	11:35	0,25	22	7,4	9	2,9	4,5	17,04	263	1,91	65000	23,679
D6A	15/03/2006	11:50	0,4	26,5	7,7	11	5,4	9	22,84	250	1,69	770000	21,517
D9B	15/03/2006	12:15	0,2	25	7,4	18	4,3	32	21,72	298	2,39	930000	15,389
D1	17/04/2006	11:40	0,4	17	7,4	9	4	15,8	10,84	248	1,12	200000	21,609
D6A	17/04/2006	12:00	0,5	19	7,7	14	6,3	36,7	3,79	278	1,86	400000	17,453
D9B	17/04/2006	12:15	0,2	19	7,5	24	4,9	53,6	19,87	302	2,32	960000	15,378
D1	25/05/2006	12:30	0,3	16	7,5	7	4,9	9,6	11,84	245	0,65	140000	23,887

Ponto	Data	Hora	Profundidade m	Temperatura °C	pH	Turb UNT	OD mg O ₂ /L	DBO ₅ mg O ₂ /L	NT mg N/L	ST mg/L	PT mgP/L	Ecoli NMP/100mL	IQA
D6A	25/05/2006	11:30	0,5	17	7,6	12	5,8	20	18,05	279	1,58	240000	19,452
D9B	25/05/2006	11:10	0,2	16	7,6	21	6	25,2	15,61	276	4,34	410000	16,935
D1	30/06/2006	12:00	0,4	13	7,4	11,7	5,6	9,6	11,13	223	1,1	41000	24,435
D6A	30/06/2006	12:15	0,4	15	7,6	18,7	6,7	20	14,8	254	1,8	420000	19,387
D9B	30/06/2006	12:30	0,3	15,5	7,5	21	6,4	29	11,48	270	1,32	340000	18,521
D1	13/07/2006	11:05	0,2	16	7,3	12	2,8	9	19,06	285	1,85	34000	22,911
D6A	13/07/2006	11:25	0,5	18	7,5	17	5,5	23	19,6	289	2,51	290000	17,963
D9B	13/07/2006	12:00	1,1	19	7,3	28	4,1	50	19,09	305	3,1	920000	14,919
D1	26/09/2006	10:35	0,3	15,5	7,2	9	5,3	42,1	11,47	179	1,59	33000	18,249
D9B	09/01/2007	09:55	0,35	23,5	7,5	17,7	3,1	35	16,14	229	3,07	870000	15,533
D1	30/09/2010	10:45	0,3	17,5	7,2	2,4	5,7	10,2	8,21	170	0,59	69000	25,740
D6A	30/09/2010	09:15	0,5	18	7,5	2,1	7,8	12,2	12,23	183	0,92	400000	23,221
D1	29/06/2011	11:50	0,4	12	7,1	13,4	4,7	23	11,22	171	0,78	11000	23,799
D1	23/09/2011	11:45	0,4	17	7,4	6,9	5,5	10,2	9,32	161	0,57	34000	26,245
D1	26/12/2011	11:30	0,3	20	7,4	8,6	4,2	12,5	14,77	264	1,44	20000	23,898
D1	02/04/2012	11:55	0,2	19,5	7,4	6	4,6	10,2	13,13	230	3,74	16000	23,376
D6A	26/09/2006	10:15	0,6	16	7,6	12	2,7	14	16,87	175	1,2	270000	21,480
D9B	26/09/2006	10:00	0,5	15,5	7,5	17	5,8	25	19,86	197	1,41	770000	18,750
D1	24/10/2006	13:10	0,3	22	7,4	12	3,4	19,1	19,2	191	1,54	73000	20,432
D6A	24/10/2006	12:55	0,5	25	7,6	11	5,3	120	21,53	239	2,07	1400000	15,924
D9B	24/10/2006	12:40	0,3	24	7,4	11	4,9	51	19,73	218	2,41	870000	15,878
D1	27/11/2006	12:35	0,3	20	7,4	10	3,6	27,4	16,94	202	1,04	27000	20,744
D6A	27/11/2006	10:25	0,5	20,5	7,6	11	5,1	73,4	19,15	230	1,21	810000	16,737
D1	11/12/2006	10:50	0,2	22	7,4	12	2,7	24,6	16,01	239	1,05	61000	20,169
D9B	11/12/2006	10:15	0,5	23,5	7,4	18	1,9	33,4	19,37	269	2,12	2000000	15,729
D1	28/02/2007	12:40	0,4	25	7,3	11	3,3	8,2	12,54	296	0,32	92000	25,083
D6A	28/02/2007	10:40	0,5	28	7,7	9	5,2	10	13,28	567	1,1	270000	21,371
D9B	28/02/2007	10:25	0,5	27	7,6	6	4,6	11	11,69	241	1,09	93000	23,441
D1	26/03/2007	12:20	0,2	22	7,5	39	4,6	11,5	11,68	395	0,73	61000	22,276
D6A	26/03/2007	10:20	0,4	24	7,6	4	5,1	26,3	13,26	233	1	480000	19,787

Ponto	Data	Hora	Profundidade m	Temperatura °C	pH	Turb UNT	OD mg O ₂ /L	DBO ₅ mg O ₂ /L	NT mg N/L	ST mg/L	PT mgP/L	Ecoli NMP/100mL	IQA
D9B	26/03/2007	10:00	0,7	24	7,5	3	4,6	20,2	11,78	225	0,97	150000	21,134
D1	27/04/2007	12:30	0,3	17	7,4	17,4	4,5	8,7	11,28	245	0,57	350000	23,933
D6A	27/04/2007	10:45	0,3	19	7,5	14,7	4,9	16,4	14,45	235	1,98	460000	20,147
D9B	27/04/2007	10:30	0,6	18,5	7,5	17,5	5,7	15,8	13,24	198	1,31	490000	21,058
D1	22/05/2007	12:45	0,3	18	7,4	12	4,5	8,7	10,93	270	1,08	15000	26,204
D6A	22/05/2007	11:00	0,4	18	7,6	10	4,9	16,4	17,27	273	1,6	550000	20,274
D9B	22/05/2007	10:35	0,75	18	7,6	9	6,5	10,4	10,45	292	1,36	130000	22,504
D1	17/12/2010	11:35	0,3	22	7,3	12,1	4	22	17,14	277	1,25	41000	20,570
D6A	17/12/2010	09:55	0,5	22	7,4	10,1	2,2	9,2	17,59	213	1,45	200000	22,271
D6A	29/06/2011	10:25	0,4	12	7,7	11,4	7,5	6,8	15,24	238	0,88	130000	23,740
D6A	23/09/2011	12:00	0,5	17,5	7,5	9,5	8	9,7	9,92	168	0,61	130000	24,398
D6A	26/12/2011	09:45	0,3	21	7,5	7,8	5	13	18,08	283	1,34	250000	21,304
D6A	02/04/2012	12:10	0,5	24,5	8	11,1	5	11,8	13,89	221	1,16	200000	22,047
39	12/06/2007	10:40	1,2	17	7,3	18,4	6,2	10	9,86	176	1,59	300000	22,528
D1	03/07/2007	11:35	0,3	11,5	7,3	10	1,8	4,8	8,39	480	0,56	58000	25,493
D6A	03/07/2007	10:25	0,6	13	7,5	13	6,7	13	10,84	224	0,87	320000	22,594
D9B	03/07/2007	10:10	0,5	13	7,6	10	3,5	9,6	9,46	218	0,93	250000	23,697
D1	19/07/2007	12:20	0,4	13	7,1	24	7,7	2,4	3,68	178	0,06	55000	29,854
D6A	19/07/2007	10:05	0,6	12	7,4	12	8,7	13	8,41	145	0,49	250000	24,058
D9B	19/07/2007	09:45	0,5	13	7,5	9	9,4	10	7,17	298	0,4	190000	24,905
39	08/08/2007	10:30	1,3	12	7,3	15	7,9	21	8,95	119	0,65	820000	21,705
D1	28/08/2007	12:35	0,4	13	7,2	9	7,1	4,6	5,13	185	0,17	130000	27,934
D6A	28/08/2007	10:15	0,45	12	7,4	10	8,8	11	7,73	207	0,36	390000	24,933
D9B	28/08/2007	09:55	0,5	11,5	7,5	8	9,3	7,2	7,66	193	0,3	240000	26,348
D1	26/09/2007	12:40	0,4	16	7	13	6,9	3,2	5,68	185	0,17	87000	28,796
D6A	26/09/2007	10:05	0,35	14,5	7,4	11	7,6	6	8	233	0,32	360000	26,269
D9B	26/09/2007	09:45	0,45	14,5	7,5	10	8,2	9	7,95	252	0,36	340000	25,275
39	23/11/2007	10:40	0,7	21	7,3	10	1,2	23	12,84	237	5,16	140000	17,520
D1	27/11/2007	12:50	0,3	20	7,3	10	3,9	11,6	11,87	220	0,58	140000	23,425
D6A	27/11/2007	10:25	0,45	22	7,6	10	6,8	14	15,18	241	1,08	440000	21,709

Ponto	Data	Hora	Profundidade m	Temperatura °C	pH	Turb UNT	OD mg O ₂ /L	DBO ₅ mg O ₂ /L	NT mg N/L	ST mg/L	PT mgP/L	Ecoli NMP/100mL	IQA
D9B	27/11/2007	10:10	0,35	21	7,5	12	4,5	19,6	15,6	252	1,19	870000	20,209
D1	05/12/2007	12:50	0,3	19	7,3	6	1,6	38	15,14	235	0,88	110000	17,437
D9B	14/01/2008	09:45	0,35	23	7,6	7,6	6,3	13	10,95	235	1,24	84000	22,818
D9B	15/02/2008	09:50	0,4	23	7,6	6,3	6,2	11,2	10,16	227	1,2	68000	23,636
D9B	05/03/2008	10:00	0,4	24	7,5	6,3	5,2	4,4	15,39	193	1,12	99000	25,002
D9B	24/04/2008	10:00	0,3	21	7,7	3,5	5,1	38,3	16,1	214	1,76	410000	16,717
D9B	21/05/2008	10:20	0,3	21	7,3	12,6	3,9	26	16,57	274	2,03	390000	18,164
D9B	10/06/2008	10:40	0,4	13	7,8	24,4	9,1	8,4	14,2	218	0,38	160000	23,943
D9B	17/07/2008	10:50	0,4	17	7,6	12,6	5,5	22,4	17,12	271	2,34	490000	18,503
39	02/09/2008	10:55	1,2	19	7,2	7,8	0,5	35	14,47	238	1,83	99000	16,900
D1	03/09/2008	12:00	0,3	17	7,2	8,7	5	9,8	8,32	212	1,15	46000	24,814
D6A	03/09/2008	12:15	0,25	20	7,9	9,4	9,7	13	8,83	255	8,25	120000	18,884
D9B	03/09/2008	12:30	0,35	20	7,5	11,4	6,4	16,4	11,72	262	1,8	240000	20,571
D9B	29/09/2008	10:15	0,4	19,5	7,6	9,8	7,3	20	13,58	234	1,42	650000	20,198
39	28/11/2008	10:55	0,5	25	7,2	20,7	1,5	56	21,4	282	2,86	290000	15,085
D9B	19/12/2008	11:00	0,3	24	7,5	9,7	5,8	17,2	14,33	424	1,46	410000	19,860

(Fonte: Adaptado do DMAE)

ANEXO D- Estatísticas descritivas dos nove parâmetros

Variável	Estatística	Seção			
		39	D1	D6A	D9B
Temperatura da água (°C)	Média (dp)	19,12 ± 4,20	18,14 ± 3,63	19,31 ± 4,52	19,56 ± 4,03
	Mediana (iiq)	19,50 (5,00)	17,50 (5,50)	19,00 (6,00)	20,00 (6,00)
	25%; 75%	17,00; 22,00	16,00; 21,50	16,50; 22,50	17,00; 23,00
	Min; Max	12,00; 25,50	11,50; 25,00	12,00; 28,00	11,50; 27,00
pH	Média (dp)	7,34 ± 0,11	7,32 ± 0,13	7,58 ± 0,14	7,51 ± 0,10
	Mediana (iiq)	7,30 (0,10)	7,40 (0,20)	7,60 (0,10)	7,50 (0,10)
	25%; 75%	7,30; 7,40	7,20; 7,40	7,50; 7,60	7,50; 7,60
	Min; Max	7,20; 7,60	7,00; 7,50	7,40; 8,00	7,30; 7,80
Turbidez (UNT)	Média (dp)	17,80 ± 19,42	11,41 ± 6,55	10,84 ± 3,37	12,71 ± 6,60
	Mediana (iiq)	14,60 (9,40)	10,00 (3,30)	11,00 (2,25)	11,00 (10,00)
	25%; 75%	10,00; 19,40	8,70; 12,00	9,75; 12,00	8,00; 18,00
	Min; Max	3,80; 90,00	2,40; 39,00	2,10; 18,70	2,09; 28,00
OD (mg O₂/L)	Média (dp)	3,31 ± 2,49	4,40 ± 1,48	6,09 ± 1,75	5,45 ± 1,75
	Mediana (iiq)	2,30 (3,80)	4,50 (1,90)	5,80 (2,45)	5,10 (2,00)
	25%; 75%	1,50; 5,30	3,40; 5,30	5,05; 7,50	4,30; 6,30
	Min; Max	0,30; 7,90	1,60; 7,70	2,20; 9,70	1,90; 9,40
DBO₅ (mg O₂/L)	Média (dp)	20,30 ± 14,83	13,49 ± 9,71	20,98 ± 23,70	25,60 ± 16,10
	Mediana (iiq)	17,00 (13,40)	10,20 (7,10)	13,00 (8,60)	20,20 (23,80)
	25%; 75%	9,60; 23,00	8,70; 15,80	11,40; 20,00	11,20; 35,00
	Min; Max	6,00; 56,00	2,40; 42,10	6,00; 120,00	4,40; 59,00
NT (mg N/L)	Média (dp)	11,77 ± 3,97	11,99 ± 4,31	14,38 ± 5,10	14,68 ± 4,17
	Mediana (iiq)	10,56 (5,39)	11,68 (6,54)	14,80 (7,44)	15,39 (6,24)
	25%; 75%	8,95; 14,34	9,32; 15,86	10,38; 17,82	11,48; 17,72
	Min; Max	7,52; 21,40	3,68; 19,20	3,79; 24,24	7,17; 21,72
ST (mg/L)	Média (dp)	224,29 ± 65,25	235,38 ± 71,14	240,04 ± 76,44	254,82 ± 45,63
	Mediana (iiq)	216,00 (44,00)	230,00 (78,00)	233,00 (41,50)	252,00 (51,00)

Variável	Estatística	Seção			
		39	D1	D6A	D9B
	25%; 75%	194,00; 238,00	185,00; 263,00	213,00; 254,50	225,00; 276,00
	Min; Max	119,00; 436,00	111,00; 480,00	137,00; 567,00	193,00; 424,00
PT (mgP/L)	Média (dp)	1,50 ± 1,16	1,04 ± 0,74	1,52 ± 1,45	1,76 ± 1,10
	Mediana (iiq)	1,03 (1,07)	1,04 (0,87)	1,20 (0,85)	1,42 (1,20)
	25%; 75%	0,76; 1,83	0,57; 1,44	0,90; 1,75	1,12; 2,32
	Min; Max	0,55; 5,16	0,06; 3,74	0,32; 8,25	0,30; 5,11
Ecoli (NMP/100mL)	Média (dp)	211.941,18 ± 187.530,15	73.034,48 ± 69.491,77	407.037,04 ± 268.726,55	517.133,33 ± 430.531,82
	Mediana (iiq)	170.000,00 (141.000,00)	55.000,00 (53.000,00)	360.000,00 (225.000,00)	410.000,00 (680.000,00)
	25%; 75%	99.000,00; 240.000,00	34.000,00; 87.000,00	245.000,00; 470.000,00	190.000,00; 870.000,00
	Min; Max	32.000,00; 820.000,00	11.000,00; 350.000,00	120.000,00; 1.400.000,00	1.400,00; 2.000.000,00
IQA	Média (dp)	29,82 ± 8,58	36,50 ± 7,09	35,26 ± 5,42	32,31 ± 7,28
	Mediana (iiq)	32,22 (15,81)	35,94 (7,84)	34,56 (8,19)	31,79 (12,31)
	25%; 75%	22,02; 37,83	31,47; 39,31	31,10; 39,29	26,04; 38,35
	Min; Max	16,81; 40,55	21,29; 51,54	26,80; 45,50	20,25; 46,56

(Fonte: Elaborado pelo autor)

